



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

공 학 석 사 학 위 청 구 논 문

농업용 저수지와 논 경작을 고려한
HSPF-CREAMS-PADDY 연계 시스템
개발 및 적용

Integrating the Mechanisms of Agricultural Reservoir
and Paddy Cultivation to the HSPF-CREAMS-PADDY system

2018년 2월

서울대학교 대학원

생태조경·지역시스템공학부
지역시스템공학전공

이 도 길

국 문 초 록

농업용 저수지는 농촌 유역에서 유량과 수질에 영향을 많이 주지만, 실제 수문 및 수질 모의에 고려되지 않는 경우가 있다. 수문 및 수질 모의에 농업용 저수지의 저류효과나 저수지 내 수질 기작 등이 반영되지 않기 때문에 부정확한 모의 결과의 원인이 될 수 있다. 한편, 점오염원의 영향이 적은 농촌 유역에서 수질을 악화시키는 주요인으로 농업비점오염원이 있다. 점오염원에 대한 처리가 한계에 이른 시점에서, 농업비점오염원을 저감하기 위해 농촌 유역에 적용 가능한 최적관리기법의 저감 효율에 대한 연구는 선행되어야 한다.

본 연구에서는 HSPF 모형, MASA 모형, CREAMS-PADDY 모형을 연계한 HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 구축하여, 농업용 저수지와 논·논의 수문·수질 기작을 고려한 수문 및 수질 모의를 수행하였다. 저수지와 논·논의 수문·수질 기작을 고려한 경우와 고려하지 않은 경우를 유역말단에서의 유량과 오염물질 부하량을 비교하였다. 또한, 농촌 유역에 적용될 수 있는 최적관리기법 중 인공습지와 물꼬 높이 관리를 시스템에 적용하여 모의한 결과를 바탕으로 최적관리기법의 유역말단에서의 오염부하량 저감 효과를 분석하였다.

연구 결과, HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 적용하여 농업용 저수지 및 논·논의 수문·수질 기작을 반영한 모의를 수행할 수 있었으며, 이를 이용하여 최적관리기법 적용 시 유역 및 필지 단위에서의 오염부하량을 산정할 수 있었다. 유량은 농업용 저수지와 논·논의 수문·수질 기작을 고려한 경우 가장 실측치를 잘 반영하는 것으로 나타났으며, 수질은 저수지와 논·논의 수질 기작을 고려하지 않은 경우에도 실측치를 잘 반영할 수 있는 것으로 나타났다. 인공습지를 적용한 경우 부하량이 감소하였지만, 물꼬 높이를 상승시킨 경우 유역말단에서의 부하량은 오히려 증가할 수 있는 것으로 나타났다.

주요어 : 농업용 저수지, HSPF, MASA, CREAM-PADDY, 농업비점오
염원, 최적관리기법, 인공습지, 물꼬 높이 관리

학 번 : 2016-21708

목 차

국 문 초 록	i
목 차	iii
List of Tables	v
List of Figures	vi
제 1 장 서 론	1
제 2 장 연 구 사	3
2.1. 수문 및 수질 모형	3
2.1.1. 유역단위 모형	3
2.1.2. 저수지 물수지 해석 모형	4
2.1.3. 포장단위 모형	6
2.2. 농업용 저수지의 하류영향 분석	8
2.3. 최적관리기법	9
제 3 장 배경 이론 및 연구 방법	13
3.1. 모형 개요 및 시스템 구축	15
3.1.1. BASINS/HSPF	15
3.1.2. MASA	20
3.1.3. CREAMS-PADDY	22
3.1.4. HSPF-CREAMS-PADDY 시스템 구축	26
3.2. 최적관리기법	27
3.2.1. 인공습지	27
3.2.2. 물꼬 높이 관리	28

제 4 장 연구 대상지 및 자료 구축	29
4.1. 연구 대상지	29
4.2. 입력자료 구축	31
4.2.1. 기상자료	31
4.2.2. 지형자료	32
4.2.3. 저수지 자료	36
4.2.4. 영농 자료	37
4.2.5. 모니터링 자료	40
4.2.6. 최적관리기법 자료	43
 제 5 장 연구 결과	 45
5.1. HSPF-CREAMS-PADDY 시스템의 적용성 평가	45
5.2. 저수지 및 논외 수문·수질 기작 미고려 시 모의 결과 분석	56
5.2.1. 저수지 및 논외 수문·수질 기작 미고려 시 모의 결과 (HSPF (Sch. 1))	56
5.2.2. 저수지 및 논외 수문·수질 기작 미고려 시 모의 결과 (HSPF (Sch. 2))	59
5.3. 최적관리기법 적용 시 모의 결과 분석	63
5.3.1. 물꼬 높이 관리 적용 시 모의 결과 (BMP 1)	64
5.3.2. 인공습지 적용 시 모의 결과 (BMP 2)	68
 제 6 장 요약 및 결론	 71
 참 고 문 헌	 75
 Abstract	 87

List of Tables

Table 3.1. Application modules of HSPF	19
Table 4.1. Meteorological data for HSPF model	31
Table 4.2. Land use of the Seolseong–cheon watershed	33
Table 4.3. Characteristics of the Yongpung reservoir watershed	35
Table 4.4. Crop coefficients of rice in Suwon	38
Table 4.5. Outlet height of paddy fields in Korea	39
Table 4.6. Minimum ponding depth of paddy fields in Korea	39
Table 4.7. Outlet heights of paddy fields according to outlet height management practice	43
Table 4.8. Pollutant remove rate in constructed wetland	44
Table 5.1. Recommended tolerances for HSPF model	47
Table 5.2. Evaluation criteria for recommended statistical performance measures for watershed–scale models	47
Table 5.3. Simulation results of MASA model	49
Table 5.4. Pollutant load from irrigated paddy in the study area	49
Table 5.5. Parameter for daily runoff simulation	51
Table 5.6. Parameter for water temperature and water quality simulation	54
Table 5.7. Water quality calibration results of HSPF	55
Table 5.8. Water quality simulation results of HSPF (Sch. 1)	58
Table 5.9. Water quality calibration results of HSPF (Sch. 2)	61
Table 5.10. Annual pollutant loads according to applied simulation methods	63
Table 5.11. Simulation results of MASA model of BMP 1	64
Table 5.12. Pollutant load from irrigated paddy in the study area of BMP 1	65
Table 5.13. Reduction of pollutant load from paddy of BMP 1	65
Table 5.14. Annual pollutant loads and reduction of pollutant loads in BMP 1	67
Table 5.15. Annual pollutant loads and reduction of pollutant loads in BMP 2	69

List of Figures

Fig. 3.1. Schematic diagram of this study	14
Fig. 3.2. Flow chart of BASINS system	16
Fig. 3.3. Schematic diagram of MASA	22
Fig. 3.4. Schematic diagram of CREAMS model	23
Fig. 3.5. Schematic diagram of CREAMS–PADDY model development	24
Fig. 3.6. Water budget in paddy field	24
Fig. 3.7. Nitrogen budget in paddy field	25
Fig. 3.8. Phosphorus budget in paddy field	25
Fig. 3.9. Schematic diagram of HSPF–CREAMS–PADDY system	26
Fig. 4.1. Study area	30
Fig. 4.2. Land use of the study area	33
Fig. 4.3. Digital elevation model of the study area	34
Fig. 4.4. Irrigation district of the Yongpung reservoir	35
Fig. 4.5. Stage–Storage Curve of the Yongpung reservoir	36
Fig. 4.6. Daily water level of the Yongpung reservoir	37
Fig. 4.7. Water quality of the Yongpung reservoir	37
Fig. 4.8. Monitoring point at Punggye bridge	41
Fig. 4.9. Rating curve at the monitoring point	41
Fig. 4.10. Flow at the monitoring point	42
Fig. 4.11. Water quality monitoring results	42
Fig. 5.1. Calibration result of MASA model	48
Fig. 5.2. Scatter plot of MASA model water level simulation result	48
Fig. 5.3. Flow calibration result of HSPF	51
Fig. 5.4. Scatter plot of flow	51
Fig. 5.5. Scatter plot of water quality	54
Fig. 5.6. Flow simulation result of HSPF (Sch. 1)	56

Fig. 5.7. Scatter plot of HSPF (Sch. 1)	57
Fig. 5.8. FDC curve of System and HSPF (Sch. 1)	58
Fig. 5.9. Scatter plot of water quality of HSPF (Sch. 1)	59
Fig. 5.10. Flow calibration result of HSPF (Sch. 2)	60
Fig. 5.11. Scatter plot of HSPF (Sch. 2)	60
Fig. 5.12. FDC curve of system and HSPF (Sch. 2)	61
Fig. 5.13. Scatter plot of water quality of HSPF (Sch. 2)	62
Fig. 5.14. Water level of Yongpung reservoir of BMP 1	64
Fig. 5.15. FDC curve of No BMP and BMP 1	66
Fig. 5.16. Scatter plot of water quality of BMP 1	68
Fig. 5.17. Scatter plot of water quality of BMP 2	70

제 1 장 서 론

농업용 저수지는 전국에 17,310 개소가 존재하며, 전체 농업용수의 약 60 %를 공급하고 있다 (김진택 등, 2005; 한국농어촌공사, 2016). 농업용 저수지는 농업용수 공급 이외에도 홍수나 가뭄 등의 극한사상의 방지, 하천유지용수 방류로 인한 하천건천화 방지, 친수환경 제공 등의 기능을 가진다. 농업용 저수지의 다양한 기능이 부각되며, 최근에는 농업용 저수지의 관리저수지를 지정하여 수질을 집중적으로 관리하고 있다. 그러나 이러한 관리에도 불구하고 많은 농업용 저수지의 수질은 좋지 않은 실정이다. 환경부 (2014)에 따르면, 농업용수 수질측정망 815 개소 중 138 개소 저수지는 농업용수 수질 기준도 만족하지 못하는 것으로 나타났으며, 저수지로부터 방류되는 방류수로 인해 하류 하천의 수질이 악화될 수 있다는 연구 결과가 도출된 바 있다 (김동현과 김상민, 2016). 이렇듯 농업용 저수지는 농촌 유역의 수문 및 수질을 분석하는 데 있어 반드시 고려해야할 요소이다.

그럼에도 불구하고 기존에는 기초 자료의 부족, 모의의 복잡성 등으로 인해 농업용 저수지를 고려하지 않고 유역의 수문 현상을 모의하는 경우가 있었다. 하지만 강우가 특정 기간에 집중되는 우리나라에서 저수지의 저류 및 방류 능력으로 인해 농업용 저수지가 수문 순환에 있어 중요한 인자로 인식됨에 따라 (정건희와 김태웅, 2007), 최근에는 현실을 반영한 정확한 모의 결과를 도출하기 위해 농업용 저수지를 모의에 포함하는 연구가 수행되어 왔다 (박민지 등, 2007; 이용준 등, 2008; 이준호와 방기웅, 2008; 김보경 등, 2009; 지용근 등, 2012; 김동현과 김상민, 2016). 하지만 농업용 저수지와 논벼에 대한 영농 활동을 복합적으로 고려한 연구는 아직 부족한 실정이다.

한편, 공장이나 하수처리장 등의 영향이 적은 농촌 유역에서는 주로 농업비점오염원으로 인해 수질이 악화되는데, 농업비점오염원을 저감하기

위한 최적관리기법의 효과에 대한 연구가 이루어지고 있지만 (Mishra et al., 1998; 윤춘경 등, 2003; 김형철 등, 2008; Gregoire et al., 2009; 송정현 등, 2012; 유영석 등, 2012; 정충길 등, 2012; Strauch et al., 2013; 김민주와 김태근, 2014; 박윤식과 권재혁, 2014; 김계웅 등, 2016), 논에서의 기작을 반영하지 않거나, 반영하더라도 필지 단위에서 부하량을 산정하는 연구가 다수를 차지하고 있다.

따라서, 본 연구에서는 농촌 유역에서 농업용 저수지와 논·수질 기작을 고려한 수문 및 수질 모의를 위해 (1) 유역단위 수문·수질 모형, 저수지 물수지 모형, 필지단위 수문·수질 모형을 연계한 시스템을 구축하여 유역말단에서의 유량과 오염물질 부하량을 산정하고, (2) 이를 저수지와 논·수질 기작을 고려하지 않은 경우의 수문 및 수질 모의 결과와 비교하며, (3) 시스템에 농촌 유역에 적용될 수 있는 최적관리기법을 적용하여 오염부하량 저감 효과를 분석하고자 한다.

제 2 장 연 구 사

2.1. 수문 및 수질 모형

2.1.1. 유역단위 모형

HSPF (Hydrological Simulation Program-Fortran) 모형은 USEPA에서 개발한 개념적 준분포형 유역 모형으로써, 수문과 다양한 물질에 대한 수질 또한 모의할 수 있다. 모의 시간의 간격은 1 분부터 몇 백 년 까지 다양한 기간에 대해 모의가 가능하며, 공간적인 범위 역시 수 ha의 포장부터 수십 만 km^2 에 이르는 유역까지 다양하게 적용되어 왔다. 다양한 모의 항목과 시공간적 범위로 인해 수많은 입력 자료가 필요하지만, 자료에 직접적으로 접근하여 입력과 수정이 편리하다. HSPF 모형의 모의 모듈은 시계열 자료가 저장되어 있는 WDM 파일로부터 자료를 입력받고, 모의 결과를 다시 WDM 파일에 저장함으로써 자료의 관리가 용이하다는 특징이 있다. 하지만 수문 모의는 흐름을 한 방향으로만 흐른다고 가정하기 때문에 조석을 반영할 수 없으며, 조류나 플랑크톤에 관련된 수질 모의는 잘 반영하지 못한다는 한계점이 존재한다 (Donigian, 2000).

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) 모형은 1994년 미국 농무성 농업연구소 (United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service)의 Jeff Arnold에 의해 개발된 유역 모형으로, 다양한 토양, 토지이용 및 토지관리에 따른 수문과 유사, 그리고 오염 물질의 거동을 예측하기 위하여 개발되었다. SWAT 모형은 최대 30 년까지 모의할 수 있으며, 모의 시간의 간격은 일 단위이기 때문에 단기 유출에 대한 모의에는 부적합하다. SWAT 모형에서 유역의 수문에 대한 모의는 크게 두 가지 부분으로 나뉜다. 첫 번째는 토지에 관한 수문 순환으로 각 소유역의 주 하천의 수량과 유사, 오염물질 및 살충제의 부하량을 조절하는 부분이

다. 토지에 관한 수문 순환은 기상, 수문, 영양물질, 살충제, 침식, 토지피복 및 식물 생장, 관리기법 부모형 등 6 개 부모형으로 구성되어 있다. 두 번째는 수문 순환의 추적으로 유역의 하천망을 통해 유역 출구까지의 물과 유사, 오염물질 등의 이동으로 정의되는 부분이다. 수문 순환의 추적은 하도처리 및 수체 부모형으로 구성되어 있다. SWAT 모형은 유역의 서로 다른 토지 특성을 반영하도록 대상 유역을 몇 개의 소유역으로 나누고, 소유역 내에서 유사한 특성을 나타내는 수문반응단위 (Hydrologic Response Unit, HRU)로 세분화하여 수문, 유사, 오염물질 등에 대해 모의하는 특징이 있다.

SWMM (Storm Water Management Model)은 Metcalf & Eddy 사 (社), University of Florida, Water Resource Engineer (W.R.E.)가 USEPA의 지원을 받아 공동으로 개발한 유역 모형이다. SWMM은 도시유역의 하수시스템의 유출량을 산정하고 관거 및 저수지에 대한 추적을 통해 유량 및 수질 분석에 주로 이용되는데, 기존 수문 모형의 한계점이던 우수 관거에서의 월류량 산정 및 하류의 배수 영향, 여러 구조물을 고려한 계산이 가능하다는 장점이 있다. SWMM에서는 배수유역의 구조를 atmospheric layer, land area layer, groundwater layer, transport layer 등 4 개의 레이어로 구분하여 유출을 모의한다.

2.1.2. 저수지 물수지 해석 모형

밭 작물 관개를 위한 국외의 저수지와는 달리 우리나라의 저수지는 논 관개를 위해 운영되고 있기에 저수지 물수지 해석 모형 역시 그 특징이 상이하다. 따라서, 외국의 저수지 물수지 해석 모형을 우리나라에 그대로 적용하는 것에는 한계가 있다 (송정현, 2017).

따라서 김현영과 박승우 (1988)는 논 관개를 위한 저수지의 일별 모의 조작 모형인 DIROM (Daily Irrigation Reservoir Operation Model) 모형을 개발하였다. 이후 임상준 등 (2000)이 DIROM 모형의 물수지 산정 요

소를 수정한 수정 DIROM 모형을 이용하여 한강수계의 농업용 저수지 공급량을 추정한 바 있다. 또한 한국농어촌공사에서는 DIROM 모형을 바탕으로 수리시설물 모의조작 시스템 (Hydrological Operation Model for Water Resources System, HOMWRS)를 개발하였다.

HOMWRS는 현재 실무에서 가장 널리 쓰이고 있는 농업용 저수지 모의조작 모형으로, 크게 유입량 모형, 필요수량 모형, 물수지 모형, 단위용수량 모형 등으로 구성되어 있다 (이태호, 2011). HOMWRS에서는 수정 3단 TANK 모형 (김현영과 박승우, 1988)을 이용하여 일별 유입량을 산정하거나 梶山(가지야마) 공식을 이용하여 월별로 유입량을 산정할 수 있다. 작물의 필요수량을 산정하는 데 있어 필요한 잠재 증발산량은 Penman식, Penman-Monteith식, Blaney-Criddle식을 이용하여 산정할 수 있다. Penman식은 논벼, Penman-Monteith식은 밭작물에 대하여 일별로 잠재 증발산량을 산정할 때 사용하며, Blaney-Criddle식은 순별로 잠재 증발산량을 산정할 때 사용한다. 산정된 잠재 증발산량에 작물계수를 곱하여 실제 증발산량을 산정하고, 여기에 관개자료와 기상자료를 이용하여 최종적으로 작물이 생육하는 데 필요한 필요수량을 산정한다.

전상민 등 (2014)은 국내 농업 유역의 수문 해석에 용이한 농업용 저수지 용수 공급 모의 시스템 (Agricultural Reservoir Water supply simulation System, ARWS)을 개발하고 고품 저수지 및 탐정 저수지 유역에 적용하여 HOMWRS 모형과 비교하여 적용성을 평가한 바 있다. ARWS는 저수지 유입량, 농업용수 공급량, 하천유지용수 공급량, 무효 방류량, 수면 강수량 및 증발량 등의 물수지 요소들을 고려하여 농업용 저수지의 물수지를 계산한다. 저수지 유입량은 수정 3단 TANK 모형 (김현영과 박승우, 1988)을 이용하여 산정하며, 그 매개변수는 김현영과 박승우 (1988)에 의해 개발된 매개변수 추정식과 안지현 (2013)에 의해 개발된 매개변수 추정식 중 하나를 통해 추정된다.

송정현 (2017)은 모듈기반의 농업유역 수문해석 시스템 (Module-based hydrologic Analysis System for Agricultural

watersheds, MASA)을 개발하였다. MASA는 저수지 상류유역과 하류유역으로 구분하여 수문 요소를 해석할 수 있게 개발된 시스템이며, 유역 증발산량 모듈, 유역 유출량 모듈, 관개지구 해석 모듈, 저수지 물수지 모듈, 농업 수문요소 합성 모듈, 다중목적 최적화 모듈 등이 연계되어 있다.

2.1.3. 포장단위 모형

포장단위 모형이란 농경지의 상세한 물리적인 현상을 모의하고 수문 및 수질 데이터를 얻고자 이용하는 모형으로 필드는 토양속성, 토지이용, 관리기법 및 지형 등 균일한 요소로써 구분될 수 있다 (정충길 등, 2011). 포장단위에서 수문과 수질을 모의하는 모형으로는 CREAMS, GLEAMS, ADAPT, APEX 등이 있다.

CREAMS (Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management System) (US Department of Agriculture, 1980) 모형은 포장 단위에서 수문과 수질에 대하여 장·단기 모의를 할 수 있는 모델로, 수문, 침식, 영양 물질에 대한 기작을 모의할 수 있다 (Knisel, 1980). CREAMS 모형은 밭에서 배출되는 영양 물질을 모의할 수 있는 수질관리 모형의 시초로, 영농방법에 따른 농업비점오염의 변화를 파악할 수 있는 모형이다 (진영민 등, 2002). CREAMS 모형의 수문 요소는 지표 유출, 침투, 증발산 등이 있다. 유출량은 SCS 유출곡선법을 이용하여 산정하며, 증발산량은 Ritchie (1972) 방법을 이용하여 산정하게 되는데, 논벼의 경우 Ritchie 방법을 이용하여 계산된 증발산량이 과소하다는 문제점을 가진다. 토양유실량 산정에는 Foster et al. (1980)에 의해 제안된 USLE (Universal Soil Loss Equation)가 이용되며, 지표월류 운송력의 경우 Yalin (1963)에 의해 제안된 유사운송식이 이용된다. 영양 물질로는 지표 유출, 침투, 근근역 내 토양수분량 등에 따른 질소와 인의 거동을 모의할 수 있는데, 이는 주로 밭에서의 기작을 의미한다. 진영민 (1998)은 담수상태인 논에서의 물수지 및 영농변화 등에 대처할 수 있도록 개선한 모형인

CREAMS-PADDY 모형을 개발하였다. CREAMS-PADDY 모형은 담수상태에서의 물질운송기작이 추가되었으며, 영양물질 반응식 역시 담수 환원 조건에 맞도록 개선되었다 (진영민, 1998; 서춘석 등, 2001; 진영민 등, 2002).

GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) (Leonard et al., 1987) 모형은 CREAMS 모형에 작물의 근근역을 통한 지하침투 기작을 추가시켜 영양물질의 이동을 모의할 수 있도록 만든 모형으로, 영농관리에 따른 농경지로부터 배출되는 비점오염을 평가하는 데 효율적으로 사용될 수 있는 모형이다 (김현수와 정상옥, 2002). GLEAMS 모형은 수문, 침식, 영양 물질 및 살충제 이송에 대한 기작을 모의할 수 있다. 수문학적 구성요소로 지표 유출, 침투, 증발산량 등이 있으며, 지표유출량은 SCS 유출곡선법과 저류추적기법을 이용하여 산정하고, 잠재 증발산량은 Penman-Monteith 공식을 사용하여 산정한다. 침식 모듈은 CREAMS 모형과 거의 같지만, 유사의 입자에 대한 특성이 고려된다는 특징이 있다. 토양유실량 산정에는 MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) 공식이 사용된다. 영양 물질로는 지표 유출, 침투, 근근역 내 토양수분량 등에 따른 질소와 인의 거동을 모의할 수 있다.

ADAPT (Agricultural Drainage And Pesticide Transport model) 모형은 오하이오 주립대학교에서 Ward et al. (1993)에 의해 개발된 포장 단위의 모델로써, GLEAMS 모형의 확장 프로그램으로 개발되었다. ADAPT 모형은 수문, 침식, 영양 물질 및 살충제 이송에 대한 기작을 모의할 수 있다. 먼저 수문학적 구성 요소로는 융설, 지표 유출, 대공극 흐름, 증발산, 침투, 지표하 배수, 지표하 관개, 침투 등이 있다. 융설은 Anderson and Crawford (1964)와 Viessman et al. (1989)이 제안한 이론을 기반으로 모의되며, 잠재 증발산량은 GLEAMS 모형에서 사용된 Ritchie 방법이나 Dorenbos-Pruitt 방법 (James, 1988)을 이용하여 산정한다. 지표하 유출 및 지표하 관개에 관련된 알고리즘은 DRAINMOD (Skaggs, 1980)을 기반으로 하며, 침투 시간은 Modified Green-Ampt 방정식 (Mein and

Larson, 1971)으로 결정된다. 유속은 수위 조건에 따라 Kirkham 방정식이나 Hooghoudt 방정식을 통해 계산되며, 불투수층을 통한 침투는 Darcy 방정식을 통해 계산된다 (Chung et al., 1992). 토양 침식은 USLE를 통해 산정된다. ADAPT 모델에서는 질소와 인에 대하여 모의할 수 있다. 질소 순환에는 작물 잔유물, 토양의 유기물질, 동물로부터 발생하는 분변, 미생물로 인한 고정, 식물의 섭취, 탈질화 등의 다양한 기작이 반영되었으며, 인의 경우 유사손실률, 토양 농도 및 유출 속도 등을 기반으로 일단위로 농도를 산정한다 (Chung et al., 1993; Knisel et al., 1993; Anand et al., 2007; Gowda et al., 2012).

APEX (Agricultural Policy/Environmental eXtender) 모형은 포장 단위에서 일 단위로 유출량 및 경지의 관리기법에 따른 영양물질 발생량을 모의할 수 있는 분포형 모형으로 EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) 모형과 내부 구성요소가 동일하다. 증발산량은 Penman, Penman-Monteith, Priestley-Taylor, Hargreaves 그리고 Baier-Roberton 공식 중 하나를 선택하여 사용할 수 있다. 모델 구동에 필요한 기상자료가 없는 경우에는 APEX 모델에 내장된 Weather generator 기능을 이용하여 산정된 자료를 사용할 수 있다는 특징이 있다 (정충길 등, 2011).

2.2. 농업용 저수지의 하류영향 분석

박민지 등 (2007)은 안성천 유역에서 저수지, 댐, 조절장치 및 관개계획에 의한 효과를 고려하여 수문 순환을 모의하는 물리적 모형인 SLURP (Semi-distributed Land Use-based Runoff Processes) 모형을 이용하여 농업용 저수지가 하천 유출량에 미치는 영향을 분석한 바 있다. 이용준 등 (2008)은 안성천 유역에 대하여 SWAT (Soil and Water Assessment Tool) 모형을 이용하여 금광 저수지 및 고삼 저수지 등 농업용 저수지의 유무에 따른 유역 물수지 및 하천 유출량을 모의하여 농업용 저수지가 하

류에 미치는 수문학적 영향을 분석하였다. 이준호와 방기웅 (2008)은 WASP7 모형을 이용하여 농업용 저수지 상류 지역의 개발에 따른 방류량의 수질 변화를 모의하여, 개발 전후의 수질항목별 연간 수질 변화를 비교 분석한 바 있다. 김보경 등 (2009)은 안성천 유역을 대상으로 SLURP 모형을 이용하여 농업용 저수지의 저류 효과에 따른 하류 유량의 변화를 분석한 바 있다. 지용근 등 (2012)은 SWAT 모형을 이용하여 감천 유역 중 독높이기 저수지인 무을 저수지와 옥성 저수지가 포함된 일부 농촌 소유역을 대상으로 독높이기 사업을 통해 추가로 확보된 저수량을 하천유지용수로 방류할 경우의 하류 하천 수질개선효과를 분석한 바 있다. 송정현 등 (2013)은 논과 시설재배지 등으로 이루어진 복합영농 관개지구에서의 수문 순환을 추정하는 모형을 개발하였으며, 이를 이동저수지 관개지구에 적용하여 물수지를 분석함으로써 적용성을 평가한 바 있다. 김동현과 김상민 (2016)은 농업용 저수지인 봉현저수지 및 봉현천을 대상으로 QUAL2K 모형을 이용하여 농업용 저수지의 방류에 따른 하류하천에서의 수질 변화를 모의하였다. 연구 결과, 연구 대상지에서는 BOD와 SS는 증가하였으며, T-N과 T-P는 감소하는 것으로 나타났으며, 저수지의 수질이 하류 하천의 수질에 중요한 영향을 미치는 것으로 분석되었다.

2.3. 최적관리기법

Gregoire et al. (2009)은 시험 포장을 구성하고 시험 포장에 인공 습지 생태계를 적용하여 인공 습지에서의 살충제 제거 효율을 분석한 바 있다. 김형철 등(2008)은 석문담수호 유입부에 조성된 인공습지와 유수지에서 개방수역을 조성하여 영양물질의 처리효율을 분석하였으며, 장기간 운영된 인공습지에서 나타날 수 있는 현상을 분석하여 인공습지의 설계 및 운영에 관한 기초자료를 제시한 바 있다. 정충길 등 (2012)은 별미천 유역에 시험 포장을 구성하고, 뗏짚 지표 피복을 적용하여 모니터링을 수행하였다. 또한 HSPF 모형을 이용하여 모델링을 수행하였으며 이를 모니터링

결과와 비교하여 비점오염원 저감효과를 평가한 바 있다. 유영석 등 (2012)은 충주댐 유역을 대상으로 SWAT 모형을 이용하여 6 개의 BMP 시나리오를 적용하고, SS, T-N, T-P 항목에 대해 분석하여 그 적용성을 평가한 바 있다. 연구 결과, Streambank stabilization, Terrace, Contour Farming 등의 관리기법이 오염물질을 저감시키는 데 효과적인 것으로 모 의되었다. Strauch et al. (2013)은 중앙 브라질 Pípiripau 강 유역을 대상으로 SWAT 모형을 이용하여 Terrace, 저류지 등의 구조적인 최적관리기 법에 따른 유사 유출량 저감 효율을 분석한 바 있다. 박윤식과 권재혁 (2014)은 과도한 비료가 살포되고 있는 골지천 유역의 고랭지 농업지역 을 대상으로 SWAT 모형을 이용하여 초생대 적용에 따른 수질개선효과를 분석한 바 있으며, 연구 결과, 초생대의 폭이 클수록 높은 저감효과를 나 타내었지만 폭이 커질수록 비용 대비 저감효율은 점차 줄어들어 초생대만 적용하기 보다는 다른 최적관리기법을 혼용하는 것이 더욱 효율적이라는 결론이 도출되었다. 김민주와 김태근 (2014)은 미호천 유역을 대상으로 HSPF 모형을 이용하여 비점오염물질의 유출 특성을 분석하고, 단위 면적 당 비점오염 부하량이 가장 큰 지류에 인공 습지를 적용하여 부하량 저감 효율을 산정한 바 있다. 박윤식과 권재혁 (2014)의 연구와 유사하게 인공 습지의 면적이 넓을수록 높은 저감효과가 나타났지만, 단위 면적당 오염물 질 저감율은 낮아지는 것으로 분석되었다.

농지배수로 인한 수계에의 악영향을 줄이기 위한 최적관리기법으로는 논에서의 배출을 억제하는 기법들과 이미 배출된 오염물질을 저감시켜 수 계로 방류하는 기법들이 있다. 그 중 논에서의 배출을 억제하는 기법으로 는 물꼬 높이를 높이는 방법, 최대담수심을 낮게 유지하는 방법, 계획적인 중간낙수 등이 있다 (윤춘경 등, 2003). 그 중에서도 물꼬 높이 조절은 논 으로부터 배출되는 오염부하량을 저감시키는 방법으로써 자주 언급되는 방법으로 (김계웅 등, 2016), 많은 연구자들이 물꼬 높이가 오염부하량에 미치는 영향에 대하여 연구를 수행한 바 있다.

Mishra et al. (1998)는 물꼬 높이에 따른 물, 토양, 양분의 유실에 대

한 연구를 수행한 바 있다. 연구 결과에 따르면, 물꼬 높이를 30 cm까지 높이더라도 수확량이나 품질에 있어 관행구와 비교하여 의미있는 차이가 나타나지 않았을 뿐만 아니라 강우의 99 %까지 저장할 수 있었다. 윤춘경 등 (2003)은 물꼬 높이를 통한 담수심 관리에 따른 작물수확량 및 배출부하량을 산정한 바 있으며, 연구 결과, 작물 생육이나 수확량에서 통계적으로 유의한 차이는 나타나지 않았으며, 오히려 담수심을 관행보다 높이거나 낮추었을 때 긍정적인 효과가 나타났다. 송정현 등 (2012)은 물꼬 높이, 시비량, 관개수 수질에 따라 시나리오를 구성하고 이에 따른 논에서의 비점오염부하량을 분석하기 위해 시나리오별로 포장을 구성하여 모니터링하고, CREAMS-PADDY 모형과 HOMWRS 모형을 이용하여 시나리오별 비점오염부하량을 비교·평가한 바 있다. 연구에 따르면, CREAMS-PADDY 모형을 이용하여 물꼬 높이를 중간낙수기 이후 15 cm로 유지하는 시나리오와 20 cm로 유지하는 시나리오를 분석한 결과 모두 대조군에 비해 인과 질소의 배출부하량이 감소했으며, 물꼬 높이가 더 높은 시나리오에서 그 감소폭이 큰 것으로 나타났다. 김계웅 등 (2016)은 물꼬 높이와 완효성 비료를 이용한 시험포장을 설치하여 영농 방법의 효과를 정량적으로 평가한 바 있다. 연구 결과, 물꼬를 높인 처리구에서 지표배수량이 15 % 감소했을 뿐만 아니라 질소와 인 배출부하량 역시 25 % 감소한 것으로 분석되었다. 선행 연구들은 주로 필지 단위에서 수행되었으며, 이를 유역 단위로 확장한 경우는 많지 않다. 따라서 본 연구에서는 모형의 연계를 통해 유역 단위에서의 부하량의 저감 효과를 분석하고자 하였다.

제 3 장 배경 이론 및 연구 방법

본 연구에서는 농업용 저수지와 최적관리기법의 적용에 따른 하류 하천에서의 수문 및 수질 영향을 분석하기 위해 장기 유출량과 수질 항목을 모의하고 농업용 저수지 유무 및 최적관리기법 시나리오별로 결과를 비교·분석하였다. 먼저, 용풍 저수지에 유입되는 수량을 파악하기 위하여 HSPF 모형을 이용하여 용풍 저수지 상류 유역에 대하여 수문 모의를 수행하였다. 한국농어촌공사에서 제공하는 일별 저수지 수위 자료, 수혜구역, 영농자료와 HSPF를 통해 모의된 저수지 유입량을 바탕으로 MASA를 통해 저수지의 일별 방류량을 추정하였다. 모의된 방류량과 한국농어촌공사에서 측정한 자료를 바탕으로 보정한 질소, 인 등 저수지 상류 수질 모의결과를 HSPF 모형에 point source로 지정하여 입력하고, 하류 유역에 대하여 HSPF 모형과 CREAMS-PADDY 모형을 연계하여 유량과 수질을 모의하였다. 2016년부터 2017년까지 2년간 설성천 유역 말단에서 모니터링을 수행하여 축적한 수문 및 수질 자료를 이용하여 모형의 보·검정을 수행하였다. 이후, 저수지와 논의 수문·수질 기작을 고려하지 않은 경우의 수문 및 수질 모의 결과와 비교하고, 농촌 유역에 적용될 수 있는 최적관리기법을 적용하여 모의한 결과를 바탕으로 오염부하량 저감 효과를 평가하였다. Fig. 3.1은 본 연구의 전체적인 흐름을 나타낸 그림이다.

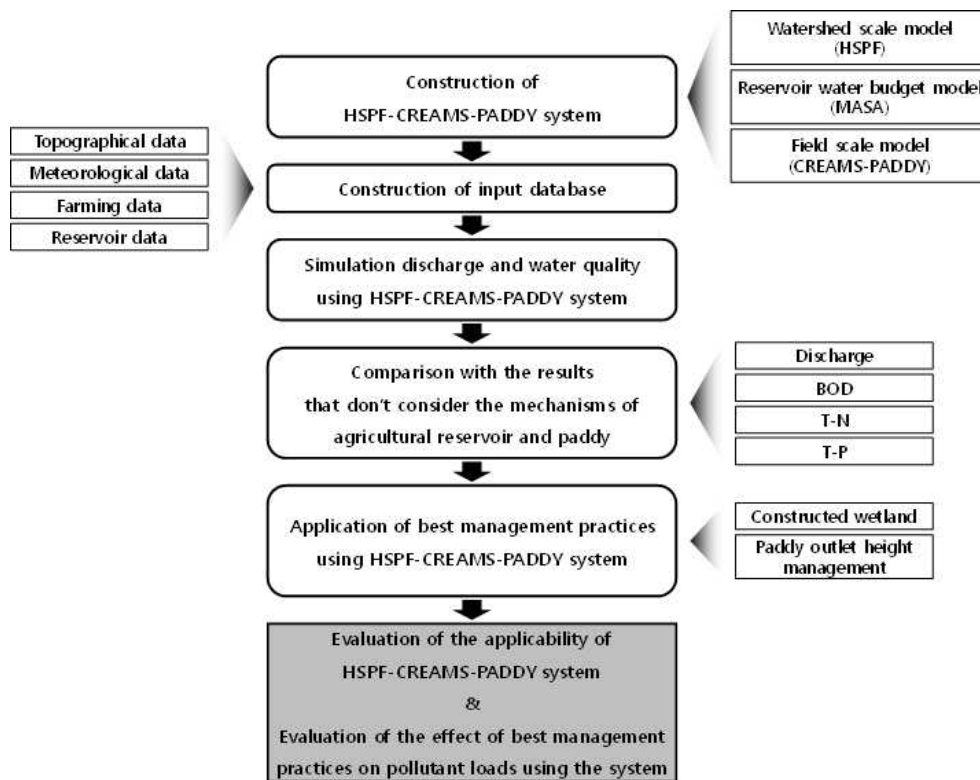


Fig. 3.1. Schematic diagram of this study

3.1. 모형 개요 및 시스템 구축

3.1.1. BASINS/HSPF

BASINS (Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources)는 USEPA (United States Environmental Protection Agency)에서 개발된 다목적 환경 분석 시스템이다. BASINS는 환경 정보 검토의 도모, 환경 시스템의 분석 지원, 관리 대안을 검토하기 위한 프레임워크 제공을 목적으로 개발되었으며, 미국의 많은 주 정부와 지방 정부 기관이 유역 기반의 접근 방식을 채택하고 있기 때문에 BASINS 역시 유역 단위에서 분석이 가능하도록 설계되었다. 또한 BASINS는 미국 TMDLs (Total Maximum Daily Loads) 계획의 수립을 지원하기 위한 시스템으로, TMDLs의 계획을 수립하려면 점오염원과 비점오염원을 통합하는 유역 기반의 접근 방식이 필요하다. BASINS는 다양한 오염 물질에 대해 유역 기반 점 및 비점오염원 분석을 수행할 수 있다.

유역 기반 평가에 대한 전통적인 접근 방식은 데이터를 준비하고, 정보를 요약하고, 지도와 표를 개발하고, 모델을 적용하고 해석하는 많은 개별적인 수행 과정을 필요로 한다. 각 단계는 다양한 도구와 컴퓨터 시스템을 사용하여 수행되는데, 분리된 수행 과정은 데이터의 전처리와 후처리, 모델 구동 등에 있어 많은 시간을 소모케 했다. BASINS는 주요 데이터와 분석 구성 요소를 하나의 시스템에 배치함으로써 유역의 수문 및 수질에 대한 분석을 용이하도록 설계되었다. 사용자는 익숙한 Windows 환경을 사용하여 국가 환경 정보에 효율적으로 접근하고, 평가 및 계획 도구를 적용하며, 다양한 검증된 유역 모형 및 비점 수질 모형을 실행할 수 있다. 하나의 시스템에 필요한 구성 요소들을 함께 사용하면 분석 시간이 크게 줄어들고 다양한 문제들을 해결할 수 있으며 데이터 및 관리 사항을 보다 효율적으로 식별하고 관리할 수 있다. Fig. 3.2는 BASINS 4.1 버전의 시스템을 간략하게 나타낸 흐름도이다.

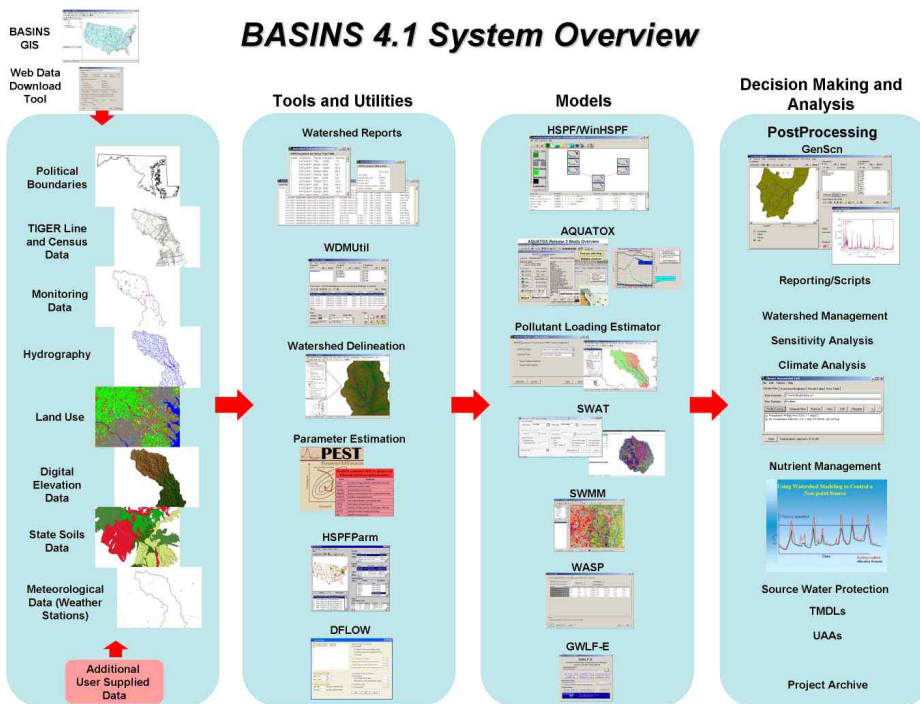


Fig. 3.2. Flow chart of BASINS system (USEPA, 2013)

BASINS는 크게 미국의 national environmental databases, watershed characterization tools, utilities, watershed and in-stream water quality models, analysis tools and postprocessor 등 5가지 구성 요소로 이루어져 있다.

National environmental databases는 유역 기반 분석 및 모델링을 가능케 하는 4가지 종류의 데이터로 구성되어 있다. 각 데이터는 유역의 배수 구역을 정의하는 데 필수적인 수계 경계 및 주요 도로 데이터가 포함된 base cartographic data, 토양 특성, 토지 이용, 하천 수문 정보 등이 포함된 environmental background data, 미국의 수질 데이터베이스에서 추출된 수질 데이터가 포함된 environmental monitoring data, 점오염원의 위치, 시설 유형, 예상 부하량 등의 데이터가 포함된 point source/loading data이다.

Watershed characterization tools는 유역의 상태와 모니터링 프로그램

을 평가하고 주요 유역 정보를 보고서 작성에 적합한 형식으로 요약하도록 설계된 도구이며, 인구, 토지이용 분포표, 허용된 점오염원 시설 목록, 점오염원 농도 및 부하량 정보, 수질 관측소 목록, 유역 특성 분석 시스템 등의 자료를 포함한다.

Utilities는 유역의 토지이용, 기상자료 등의 데이터를 모델에서 이용할 수 있는 형태로 전처리하고 취합하는 도구들로, HSPF (Hydrological Simulation Program-Fortran)와 SWAT (Soil and Water Assessment Tool)의 후처리 프로세서로 이용되는 GenScn, HSPF의 입출력 시계열 데이터를 관리하는 WDMUtil, 소유역을 수동으로 구성할 수 있는 Manual Delineation Tool, 소유역을 DEM (Digital Elevation Model)을 기반으로 자동으로 구성하는 Automatic Delineation Tool, 토지이용 재분류 도구, 매개변수 최적화 프로그램 (PEST) 등이 포함되어 있다.

Watershed and in-stream water quality models은 질소와 인 등의 기존의 오염 물질, 유독성 화학 물질 등의 거동을 모의할 수 있는 모델이 포함되어 있다. 포함된 모형 중 WinHSPF는 유역에 대한 비점오염원 및 점오염원의 부하량을 모의하고 유량 및 수질 라우팅을 수행할 수 있는 HSPF 모형을 Windows 인터페이스로 개량한 모형이며, SWAT은 다양한 토양, 토지 이용이 있는 복잡한 유역에 대하여 토양관리기법의 영향을 예측하기 위해 개발된 유역 모형이다. 그 이외에도 수생 생태계에서 환경적 스트레스의 원인과 그 영향을 모의하는 생태학적 위험 평가 모형인 AQUATOX, 호소, 강, 하구에서 수체의 이동과 영양 및 독성 물질의 이동 및 상호 작용을 모의할 수 있는 동적 분할 모형인 WASP (Water Quality Simulation Program), 도시 지역에서 유출수와 수질을 모의하는 데 주로 이용되는 동적 강우-유출 모형인 SWMM (Storm Water Management Model), 유역 내 월별 영양물질 및 퇴적물의 부하량을 추정하는 GIS 기반의 유역 모델링 도구인 GWLF-E (Python Port of Generalized Watersheds Loading Functions-Enhanced), 연강수량, 토지이용 및 BMP를 기반으로 소유역에서의 비점오염원 부하를 계산하는 유역 모델인

PLOAD (Pollutant Loading Estimator) 등이 내장되어 있다.

Analysis tools and postprocessor는 모델링 결과를 분석하고 후처리를 하는 도구들으로써, GenScn, 기후 변화 시나리오를 작성하고 그 영향을 평가하는 CAT (Climate Assessment Tool), 프로젝트의 시계열 데이터를 관리하고 그래프를 생성할 수 있는 Time Series Functions, 시계열 데이터에 대해 통계 분석을 수행할 수 있는 USGS Surface Water Statistics 등이 포함되어 있다.

HSPF는 USEPA에서 개발한 유역모델로, 1966년 일반적인 수문 계산을 위한 스탠포드 유역모델 (Stanford Watershed Model)로 처음 개발되었다. 1970년대 초 수질을 모의하는 기작이 추가되었으며, 1970년대 후반에는 몇 개의 모형을 연계하여 포트란 (Fortran) 프로그램으로 개발하였다. 1980년대에는 전처리 및 후처리 프로그램이 추가되었으며, USEPA와 USGS (U.S. Geological Survey)의 공동연구를 통해 WDM (Watershed Data Management) 시스템이 개발되었다. 1990년대에는 입출력 관리 시스템인 WDMUtil, HSPF 모형의 매개변수를 추정하는 프로그램인 HSPEXP, 모델링 결과를 시각적으로 보여주는 GenScn (USEPA, 2001), 사용자 편의 시스템을 이용하여 모형을 쉽게 구동하도록 하는 WinHSPF 등이 개발되었다.

HSPF 모형은 개념적 준분포형 모형으로써, 수문과 수질 현상을 모의할 수 있다. 계산 시간의 간격은 1분부터 몇 백 년 까지 다양한 기간에 대해 모의가 가능하며, 공간적인 범위 역시 수 ha의 포장부터 수십 만 km^2 에 이르는 유역까지 다양하게 적용되어 왔다. 다양한 모의 항목과 시공간적 범위로 인해 수많은 입력 자료가 필요하지만, HSPF의 모의 모듈은 시계열 자료가 저장되어 있는 WDM 파일로부터 자료를 입력받고, 모의 결과를 다시 WDM 파일에 저장함으로써 자료의 관리가 용이하다는 특징이 있다.

HSPF는 utility modules과 application modules을 가지고 있는데, utility modules은 시계열 데이터의 분석, 조정, 그래프 작성과 내부에서의 자료 전달 등에 관계된 모듈이며, application modules은 수문 및 수질 모의에 관계된 모듈이다. 특히 application modules은 크게 투수층에서 수문

과 수질을 모의하는 PERLND 모듈, 불투수층에서 수문과 수질을 모의하는 IMPLND 모듈, 수체 내에서 수리와 수질을 모의하는 RCHRES 모듈 3가지로 세분화될 수 있다 (Table 3.1).

Table 3.1. Application modules of HSPF

Application modules		
PERLND	IMPLND	RCHRES
		Hydraulics
Snow		Conservative
Water		Temperature
Sediment	Snow	Sediment
Quality	Water	Non-conservative
Pesticide	Solids	BOD/DO
Nitrogen	Quality	Nitrogen
Phosphorus		Phosphorus
Tracer		Carbon
		Plankton

가. PERLND

모의될 유역은 특정한 범주를 기준으로 소유역으로 분할되어 모의되며, 이러한 경계는 일반적으로 유사한 수리학적 특성을 기준으로 정의된다. 유역 모형에서는 물, 유사, 오염물질은 유역에서 발생하여 하천, 호소 또는 하류 유역으로 유입되는데, 이 때 물수지에 영향을 줄 정도의 침투가 일어나는 토지를 투수층으로 간주한다. PERLND의 주요 모듈로는 융설을 모의하는 SNOW 모듈, 지표면에서의 토양유실을 모의하는 SEDMNT 모듈, 물수지를 모의하는 PWATER 모듈, 그리고 수질을 모의하는 PQUAL과 AGCHEM 모듈 등이 있다.

나. IMPLND

침투가 아주 적거나 일어나지 않는 토지를 불투수층이라 하는데, 불투수층에서 물은 저장되거나 증발되고, 눈은 축적되고 용해되며, 오염물질은 지표면에 축적되거나 강우에 의해 제거된다. 불투수층은 주로 도시지역으로 분류된 토지이용에 존재하며, 모델 내에서는 도시 지역의 불투수 비율을 입력함으로써 불투수층의 면적을 결정할 수 있다. HSPF 모델에서 불투수층에서의 수문과 수질을 모의하는 모듈인 IMPLND 모듈의 구조는 Fig. 3.4와 같다. ATEMP와 SNOW 모듈은 PERLND 모듈과 동일한 모듈을 사용하며, IWATER, IWTGAS, IQUAL은 각각 PERLND 모듈의 PWATER, PWTGAS, PQUAL과 상응한다. 또한, IMPLND 모듈은 침투 및 지표하 유출에 대해 모의하지 않기 때문에 그 구조가 PERLND 모듈에 비해 간단하다.

다. RCHRES

RCHRES 모듈에서는 수로, 하천 및 완전혼합으로 가정할 수 있는 호소에서 발생하는 기작을 모의한다. HSPF 모델에서 RCHRES 모듈의 구조는 Fig. 3.5와 같다. 오염원과 상류의 RCHRES의 물과 오염물질들은 하류의 RCHRES 중 하나의 유입구로 유입되며, RCHRES의 유출은 여러 개의 RCHRES의 유출구 중 하나의 유출구를 통해 유출된다(USEPA, 1980) (Fig. 3.6).

3.1.2. MASA

MASA (Module-based hydrologic Analysis System for Agricultural watershed)는 송정현 (2017)이 Simulink를 기반으로 개발한 모듈 기반 농업유역 수문해석 시스템이다. COMFARM (Component-based Modeling Framework for Agricultural water-Resources Management) (강문성 등, 2015)의 기본 개념과 유사하게 모듈을 기반으로 독립된 모듈

들의 조합, 분해, 제거 및 교체를 통한 모델링 시스템의 구성을 도모하였다. 따라서, 사용자는 다양한 모듈을 연결하여 용도에 맞는 맞춤형 모델을 설계하여 사용할 수 있다. 또한, 모형의 입력자료 구축 및 결과의 출력은 MATLAB에서 이루어지기 때문에 MATLAB에서 제공하는 최적화 기법과 통계 기법을 사용자가 따로 코딩할 필요 없이 이용할 수 있다는 장점이 있다.

MASA는 유역 증발산량 모듈, 유역 유출량 모듈, 관개지구 해석 모듈, 저수지 물수지 모듈, 농업 수문요소 합성 모듈, 다중목적 최적화 모듈 등으로 구성되어 있다 (Fig. 3.3).

유역 증발산량 모듈은 유역의 증발산량을 Penman-Monteith 공식을 통해 모의하며, 전날 유역의 총저류량 값에 따른 유역토양수분계수와 토지이용에 따른 유역의 토지피복계수를 적용하여 실제 증발산량을 모의한다.

유역 유출량 모듈은 집중형 수문 모형인 TPHM (Two-Parametric Hyperbolic Model for daily streamflow simulation) (김현준, 2001), DAWAST (DAily Watershed Streamflow model) (노재경, 1991), I-3-Tank (임상준, 2000), 수정 3단 Tank 모형 (김현영, 1988)이 하위 모듈로서 구성되어 있으며 사용자가 원하는 모형을 선택하여 이용할 수 있다. 유역 증발산량 모듈에서 산정된 실제 증발산량과 강우량 실측자료가 입력되어 유역의 총저류량과 유출량을 출력한다.

관개지구 해석 모듈은 논에서의 물수지를 기반으로 필요수량, 증발산량, 침투량, 포장 배수량 등을 모의하는 모듈이다. 증발산량은 Penman-Monteith 공식을 이용하여 산정되며, 유승환 등 (2006)과 Yoo et al. (2013)에 의해 계산된 논벼 작물계수를 곱하여 실제 증발산량을 산정한다. 또한 관개지구 해석 모듈에서는 모의된 농업용수 공급량에 의해 당일 저수지 수위가 사수위 이하로 내려갈 경우 농업용수의 공급을 중단하도록 설정되어 있다.

저수지 물수지 해석 모듈은 유역 유출량 모듈에서 모의된 유입량, 관개지구 해석 모듈에서 모의된 농업용수 공급량, 실측 강우량 및 증발량을 기

반으로 저수지의 저수량을 추정한다. 저수위가 만수위 이상으로 상승할 경우, 초과된 수량은 물넘이 방류량이 되도록 구성되었다.

농업 수문요소 합성 모듈은 각 모듈에서 산정된 결과를 통합하는 기능을 수행하는 모듈이며, 다중목적 최적화 모듈은 유역 유출량 모듈에서 사용되는 모형을 다중목적 최적화 기법과 연계하여 매개변수를 자동보정하여 최적 매개변수와 모의결과를 제시하며, 가장 적합한 모형을 선택할 수 있도록 지원하는 모듈이다.

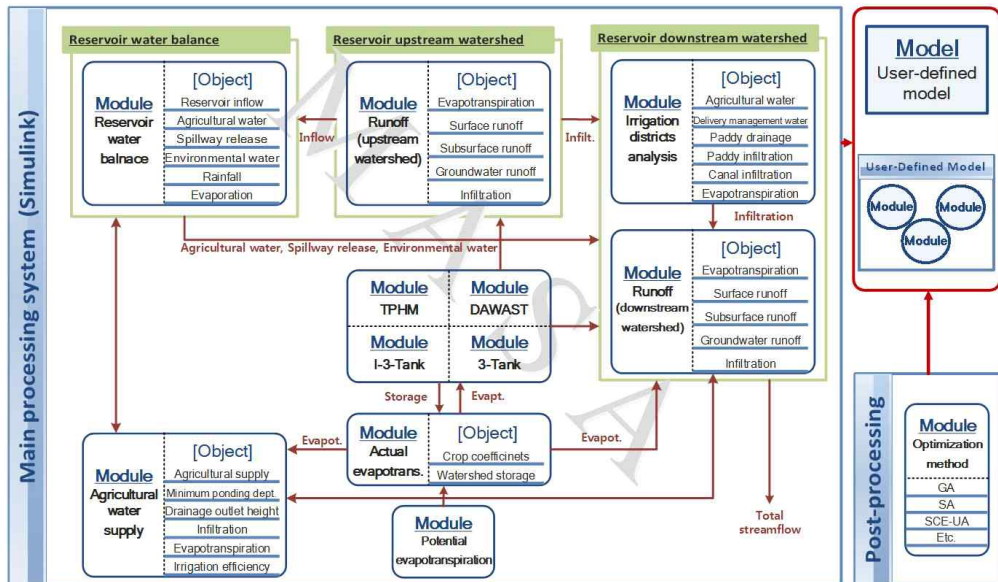


Fig. 3.3. Schematic diagram of MASA (송정현, 2017)

3.1.3. CREAMS-PADDY

CREAMS-PADDY 모형은 진영민 (1998)과 서춘석 등 (2001)이 개발한 모형으로, 포장규모에서 장기간의 유출량, 유사량 및 화학물질에 대한 모의를 할 수 있는 모형인 CREAMS (Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management System) (US Department of

Agriculture, 1980) 모형에 논에서의 기작을 추가한 모형이다. CREAMS 모형은 기상 자료, 토양, 시비량 등 영농과 관련된 자료를 이용하여 포장에서의 유출량, 토양 유실량, 영양물질의 부하량을 모의할 수 있다 (Fig. 3.4).

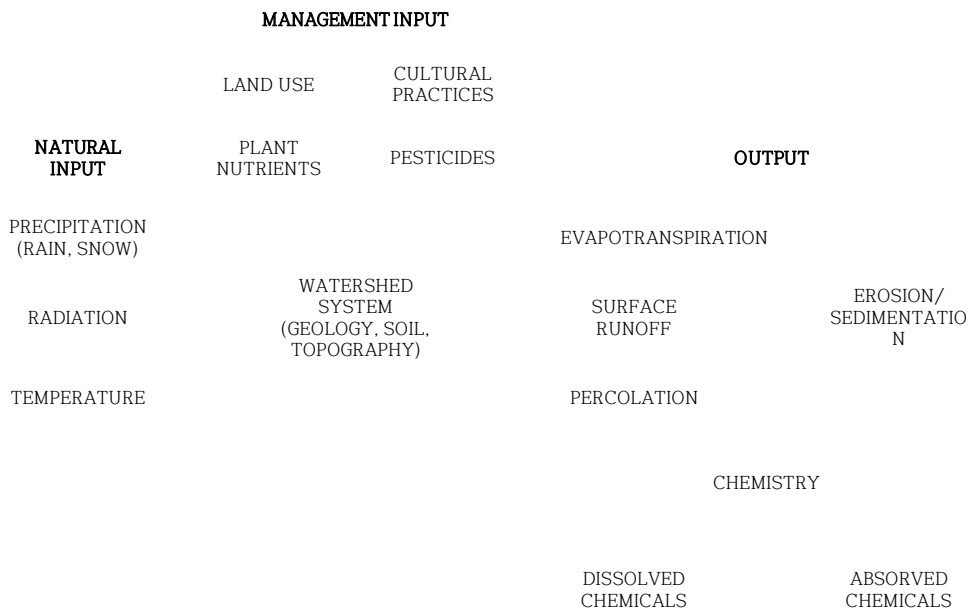
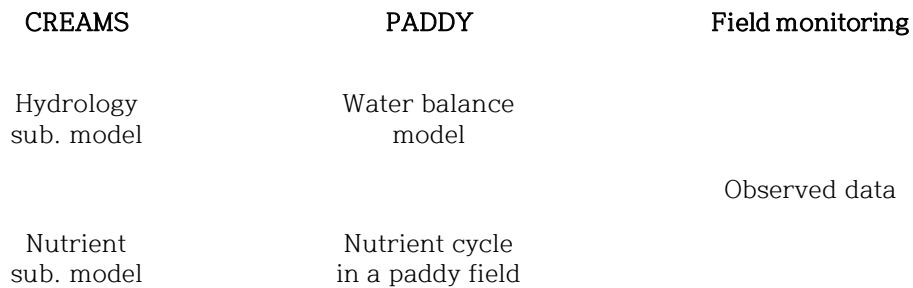


Fig. 3.4. Schematic diagram of CREAMS model (USDA, 1980)

CREAMS-PADDY 모형은 담수상태인 논에서의 물수지 및 영농변화 등에 대처할 수 있도록 개선한 모델으로, 담수상태에서의 물질운송기작을 포함하였으며, 영양물질 반응식 역시 담수 환원조건에 맞도록 개선되었다 (진영민, 1998; 서춘석 등, 2001; 진영민 등, 2002). 논에서의 일별 담수 심은 강우량, 관개량, 증발산량, 유출량, 침투량 등에 의해 물수지 산정을 통해 결정된다 (Fig. 3.6). 논에서의 질소수지는 강우, 관개수 및 비료에 의해 유입되며, 침투, 탈질화, 작물의 섭취, 배수 및 유출 등에 의해 유실된다 (Fig. 3.7). 논에서의 인수지는 강우, 관개수 및 비료에 의해 유입되

며, 침투, 배수 및 유출 등에 의해 유실된다 (Fig. 3.8).



CREAMS-PADDY

Fig. 3.5. Schematic diagram of CREAMS-PADDY model development (진영민 등, 2002)

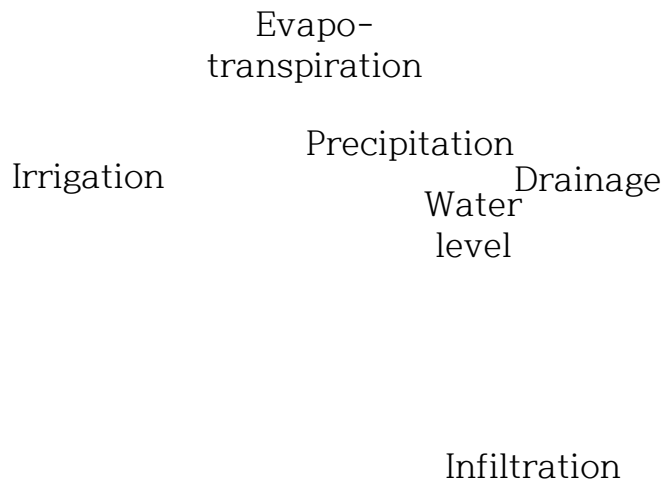


Fig. 3.6. Water budget in paddy field (진영민 등, 2002)

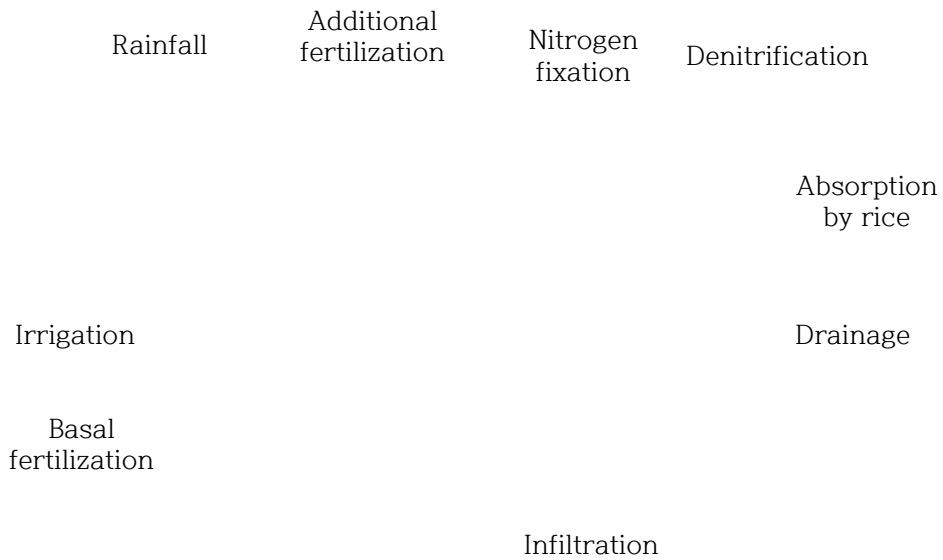


Fig. 3.7. Nitrogen budget in paddy field (진영민 등, 2002)



Fig. 3.8. Phosphorus budget in paddy field (진영민 등, 2002)

3.1.4. HSPF-CREAMS-PADDY 시스템 구축

본 연구에서는 농업용 저수지와 논·밭의 수문·수질 기작을 고려한 수문·수질 모의를 수행하기 위해 유역 단위 수문·수질 모형인 HSPF, 저수지 물수지 모형인 MASA, 포장 단위 수문·수질 모형인 CREAMS-PADDY를 연계한 HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 구축하였다. 구축된 HSPF-CREAMS-PADDY 시스템의 구성은 Fig. 3.9와 같다.

Fig. 3.9. Schematic diagram of HSPF-CREAMS-PADDY system

HSPF 모형을 이용하여 저수지 상류에 대한 모의를 수행하여 저수지 유입량과 수질을 산정하였다. 저수지 유입량 자료를 적용하여 MASA 모형을 구동하여 물넘이 방류량, 농업용수 공급량, 하류 논·밭 물수지 관련 인자들을 모의하였다. MASA 모의 결과와 영농 자료를 이용하여 CREAMS-PADDY 모형을 통해 논에서 배출되는 오염물질 농도 및 부하

량을 산정하였다. MASA 모형과 CREAMS-PADDY 모형의 모의 결과를 HSPF 모형에 적용하여 유량과 수질을 모의하고 보·검정을 수행하여 농촌 유역에서 농업용 저수지와 논의 수문·수질 기작을 고려한 유량과 수질을 도출하였다.

3.2. 최적관리기법

3.2.1. 인공습지

습지란 영구적 또는 계절적으로 습윤한 상태를 유지하면서, 그 상태에 적응된 식생이 존재하며, 내륙과 수생태계 사이의 전이 지대로써 종다양성이 높은 생태계를 뜻한다 (Mitsch and Gosselink, 1993). 또한 USEPA (2008)에서는 습지를 연중 또는 식물의 생장기간을 포함하는 일정 시기 동안 토양이 물에 침수되거나 토양표면 및 토양표면 근처에 물이 존재하는 지역으로 정의하였으며, 람사협약 (2006)에서는 자연적 또는 인공적, 영구적 또는 일시적으로 정체되거나 흐르는 담수, 염수 또는 해수에 의해 생성된 marsh, fen, peatland 등의 지역이며 수심은 썰물시 6 m를 넘기지 않는 지역으로 정의하고 있다.

습지는 그 생태적 가치 이외에도 수생태계의 부영양화를 방지함에 따라 오염물질 제거 기능에도 관심이 집중되고 있다 (Adamus and Stockwell, 1983; Kadlec and Knight, 1996). 습지의 오염물질 제거 기작은 크게 물리적 요인과 생물학적 요인으로 나눌 수 있는데, 특히 물리적 요인으로는 유입되는 부유물질들이 느린 유속으로 인해 침전되거나 식생 표면에 의해 여과, 부착되어 일어나는 침전과 흡착이 대표적이다. 침전되거나 여과, 흡착된 오염물질은 미생물에 의해 분해되어 제거된다 (김형철, 2010).

인공습지는 자연습지와 달리 인간이 자연습지를 모방하여 건설한 습지를 일컫는데 (Reddy and Smith, 1987), 주로 하수의 오염물질 제거를 위해 유역의 하류부에 건설된다. 인공습지는 일반적으로 수질처리용량을 저류하기 위한 영구 연못 또는 소택지, 그리고 확장저류공간으로 구성되며,

그 구조에 따라 크게 자유수면형 습지와 지하흐름형 습지로 분류할 수 있다. 그 중 자유수면형 습지는 자연 상태의 늪과 구조적으로 비슷하며, 광업 및 농업비점 저감이나 호우 대비용으로 건설되는 인공습지의 대표적인 구조이다 (김형철, 2010). 인공습지는 영구 연못이 있다는 점에서 저류지와 유사하지만, 습지의 식물군락을 유지하기 위해 영구 연못의 수심을 다양하게 설계한다는 점에서 차이가 있다. 즉, 저류지에서는 침전 위주로 오염물질이 제거되는 데 비해, 인공습지의 영구 연못에서는 침전 이외에도 생물학적 활성 및 식생에 의한 오염물질 제거 및 흡수 등이 발생한다는 것을 뜻한다 (NHDES, 2008; 국립환경과학원, 2012).

인공습지는 도시와 농촌지역의 점·비점오염원을 처리하는 데 활용되고 있으며, 경제적으로도 타당하기 때문에 최적관리기법으로써 각광받고 있다 (Bachand and Horne, 1999). 그러나 인공습지는 퇴적물의 재용출이나 고사한 식물체에 의한 오염물질 용출, 계절적 영향 등으로 인해 건설 이후 시간이 지날수록 오염물질 처리 효율이 감소할 수 있으며, 넓은 부지를 필요로 한다는 단점이 존재한다 (Reed et al., 1995; 윤춘경 등, 1999; 국립환경과학원, 2012).

3.2.2. 물꼬 높이 관리

담수재배가 이루어지는 논 유역에서는 밭 유역이나 도시 유역과는 다르게 담수심 유지에 따른 논에서의 저류가 많으며, 그 유출 특성이 논 배수구의 형태에 따라 좌우된다 (최진규 등, 1997). 대부분의 논은 배수심을 유지할 수 있는 위어 형태의 배수물꼬나 배수공을 설치하여 물을 자연 배수시키고 있다. 물꼬는 논바닥보다 5~10 cm 정도 높게 설치하는 것이 일반적이지만, 경작자의 필요에 따라 그 높이는 상이하다. 많은 선행연구들에 의해 물꼬의 높이를 높게 유지하는 것이 수확량이나 벼의 품질에는 유의한 영향을 미치지 않으면서도 배수량과 영양물질의 배출량을 효과적으로 감소시킨다는 것이 밝혀진 바 있어, 농업비점오염 최적관리기법 중 하나로써 주목받고 있다.

제 4 장 연구 대상지 및 자료 구축

4.1. 연구 대상지

본 연구의 대상지는 경기도 이천시에 위치한 설성천 유역으로, 설성천은 남한강 수계의 청미천의 지류 중 하나이다. 설성천은 경기도 이천시 장호원을 선읍리에서 발원하여 이황천, 방추천 등 여러 지류가 합류되어 청미천으로 유입된다. 설성천 유역은 농업 비점오염원 관리대책의 시범지역으로 선정되어 2016년부터 비점오염 발생원과 발생 후 관리에 따른 저감사업이 추진되고 있는 지역이다. 설성천 상류에 물꼬관리와 완효성 비료 시비 등의 기법이 적용될 예정이며, 청미천과 만나는 하류 지역에 자연형 인공습지 등 비점오염원 저감시설이 도입될 예정이다. 또한 연구 대상지는 논 면적이 높은 비율을 차지하고 있으며, 전체 논 중, 저수지의 수혜 구역이 아닌 논은 지하수 관개를 통해 벼를 재배한다는 특징이 있다.

설성천 유역 내에는 농업용 저수지인 용풍저수지가 위치하고 있다. 용풍저수지는 수혜면적 약 200 ha, 한발빈도 10년으로 설계된 저수지로 현재 한국농어촌공사에서 관리하고 있으며, 분기당 한 번 수온, pH, BOD, EC, DO, T-N, T-P, COD, Chl-a, SS, Cl, Cd 등의 수질 항목이 측정되고 있다.

Reservoir

Monitoring point

River

Fig. 4.1. Study area

4.2. 입력자료 구축

4.2.1. 기상자료

설성천 유역과 가장 가까운 장호원 자동기상관측장비 (Automated Weather Station, AWS)에서 측정된 강우 자료와 이천 기상대에서 측정된 기온, 풍속, 이슬점온도, 일조시간 자료를 수집하였다. 이천 기상대에서는 운량과 일사량, 증발량을 측정하지 않고 있어 해당 데이터를 수집하는 기상대 중 가장 가까운 기상대인 수원 기상대에서 자료를 수집하였다. 수집한 기상 자료의 기간은 2013년부터 2017년까지이다.

가. HSPF 모형

HSPF 모형의 구동에 필요한 기상자료는 Table 4.1과 같다.

Table 4.1. Meteorological data for HSPF model

	Data	Unit
Observed data	Daily maximum temperature	°F
	Daily minimum temperature	°F
	Daily average wind speed	mile/hr
	Daily cloud cover	tenth
	Daily average dew point	°F
	Daily insolation	ly/hr
	Hourly average temperature	°F
	Hourly precipitation	inch
	Hourly average wind speed	mile/hr
	Hourly cloud cover	tenth
	Hourly average dew point	°F
Computed data	Hourly insolation	ly/hr
	Daily potential evapotranspiration	inch

HSPF 모형을 구동하기 위해서 Table 4.1에 나열된 기상 자료를 영국 단위로 환산하여 WDMUtil을 통해 입력 자료의 형태로 변환하는 것이 선행되어야 한다. 관측 자료를 모두 입력한 뒤, WDMUtil에 내장된 기능을 통해 일잠재증발산량과 일증발산량을 산정하였다. 산정한 일잠재증발산량과 일증발량은 WDMUtil의 Disaggregate 기능을 이용하여 시자료로 변환하였다.

나. MASA 모형 및 CREAMS-PADDY 모형

MASA 모형과 CREAMS-PADDY 모형을 구동하기 위해 필요한 기상 자료는 일강수량, 일평균온도, 일평균상대습도, 일조시간, 일평균풍속, 일증발량이다. 수집한 기상자료를 모형 입력 자료의 형태로 각각 구축하였다

4.2.2. 지형자료

유역의 수문 및 수질 모의를 위해 수치 지도, 토지피복도, 하천도를 이용하여 지형자료를 구축하였다. 수치 지도는 국토지리정보원의 1:5,000 자료를 이용하여 수치표고모형(Digital Elevation Model, DEM) 자료를 구축하였다. 토지피복도는 환경부 환경공간정보서비스에서 제공하는 1:25,000 중분류 토지피복도를 이용하였다. 하천도는 국가수자원관리종합정보시스템 (Water Resources Management Information System, WAMIS)에서 수집하여 이용하였다.

가. HSPF 모형

HSPF 모형의 입력자료로 활용하기 위해 지형자료를 이용하여 유역도와 대분류 기준 토지피복비율을 생성하였다. 설성천의 유역면적은 38.0 km², 유역평균경사는 5.9 %, 유로연장은 8.5 km이다. 설성천 유역은 전체 면적의 약 62.6 %가 농경지이며, 산림 24.7 %, 시가화·건조지역 6.5 %, 초지 2.8 %, 습지 0.0 %, 나지 1.3 % 등으로 구성되어 있다 (Table 4.2,

Fig. 4.2).

Table 4.2. Land use of the Seolseong-cheon watershed

Land use		Ratio (%)
Used area		6.53
Agricultural land	Paddy	23.40
	Upland	20.11
	Protected cultivation	0.46
	Orchard	17.21
	etc.	1.37
Forest		24.67
Grass		2.83
Wetland		0.01
Barren		1.28
Water		2.12

Fig. 4.2. Land use of the study area

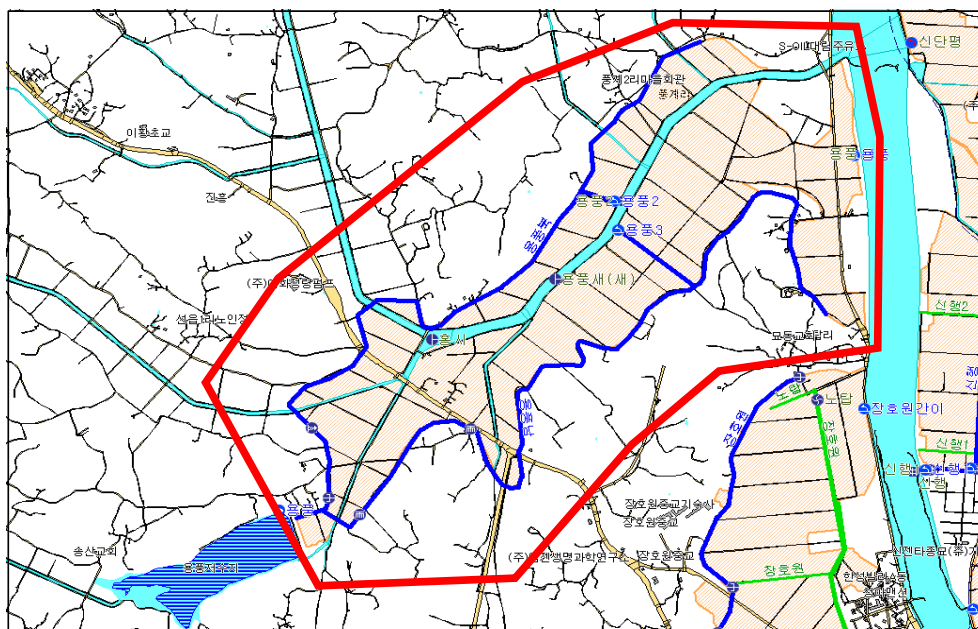
Fig. 4.3. Digital elevation model of the study area

나. MASA 모형 및 CREAMS-PADDY 모형

MASA 모형의 입력자료로 활용하기 위해 용풍저수지 상류 유역에 대하여 면적과 토지이용별 면적비율을 산정하였다. HSPF 모형의 지형자료를 구축할 때와 같이 국토지리정보원의 1:5,000 수치지도를 이용하여 구축한 DEM과 환경부 환경공간정보서비스에서 제공하는 1:25,000 중분류 토지피복도를 이용하여 산정하였다. 용풍저수지 상류 유역의 면적은 5.4 km²로 설성천 전체 유역면적의 14 %에 해당한다. 토지이용 비율은 활엽수림 7.6 %, 침엽수림 14.6 %, 혼효림 3.1 %, 논 20.9 %, 밭 42.7 %, 기타 11.2 %이다 (Table 4.3). 또한 한국농어촌공사로부터 용풍저수지의 수해구역도를 제공받아 이를 이용하여 관개면적을 산정한 결과, 용풍저수지의 관개 면적은 2.0 km²로 나타났다 (Fig. 4.4). 용풍저수지의 관개 면적은 MASA 모형과 CREAMS-PADDY 모형의 입력자료로 사용되었다.

Table 4.3. Characteristics of the Yongpung reservoir watershed

Watershed area (km ²)		5.4
Land use	Decideous forest (%)	7.6
	Coniferous forest (%)	14.6
	Mixed forest (%)	3.1
	Paddy (%)	20.9
	Upland (%)	42.7
	Others (%)	11.2
	Total (%)	100.0



4.2.3. 저수지 자료

MASA 모형의 구동에 필요한 용풍저수지의 표고별 수면적 및 내용적 자료와 2013년부터 2017년까지의 일별 저수위 자료를 한국농어촌공사로부터 수집하였다. 용풍저수지의 사수위는 67.40 EL.m, 만수위는 71.40 EL.m이며, 표고별 수면적 및 내용적 자료를 토대로 작성한 수위-내용적 곡선은 Fig. 4.5와 같다. 또한, 제공받은 용풍저수지의 일별 저수위 자료에서 이상치를 제외하였으며, 이는 Fig. 4.6에 나타내었다. 용풍저수지에서는 분기별로 수질이 측정되고 있으며, 이를 Fig. 4.7에 나타내었다. 최근 10년간 용풍저수지의 수질 등급은 4등급 ~ 등급 이상으로 분석되었으며, 특히 2014년부터는 지속적으로 등급 이상으로 나타나 수질 오염이 심각한 것으로 나타났다.

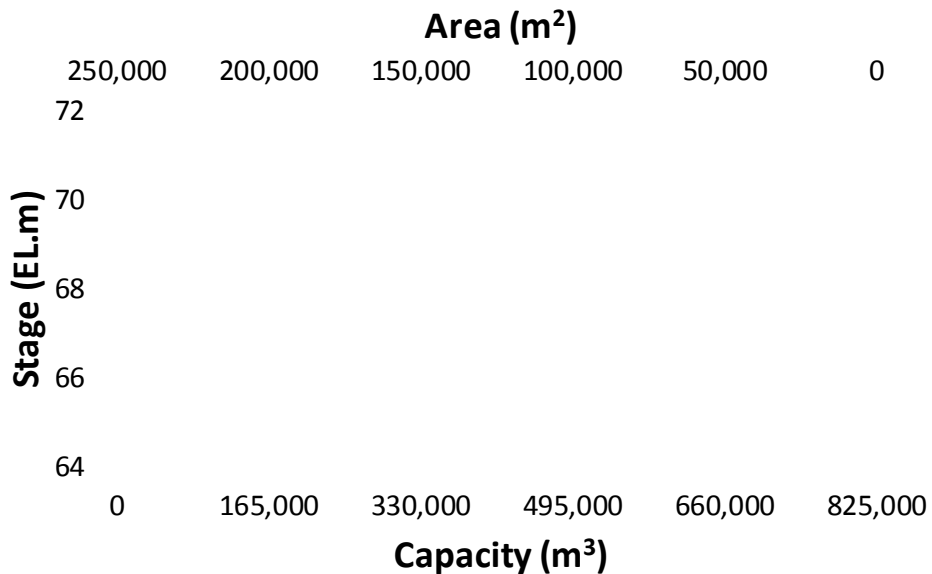


Fig. 4.5. Stage-Storage Curve of the Yongpung reservoir

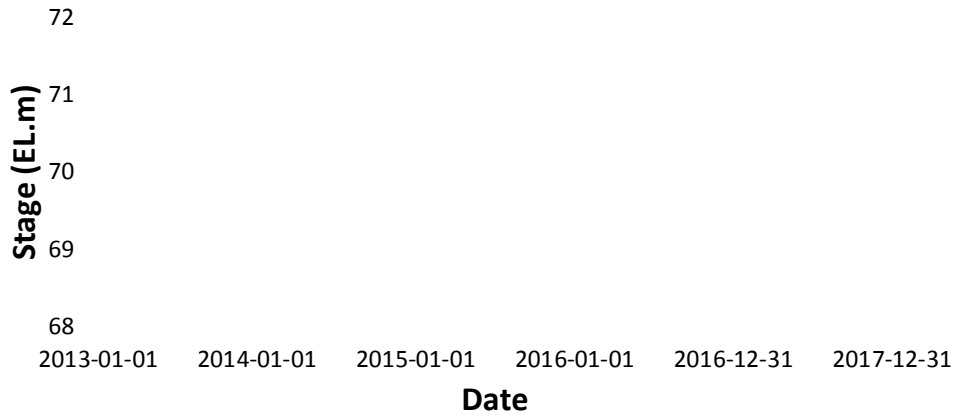


Fig. 4.6. Daily water level of the Yongpung reservoir

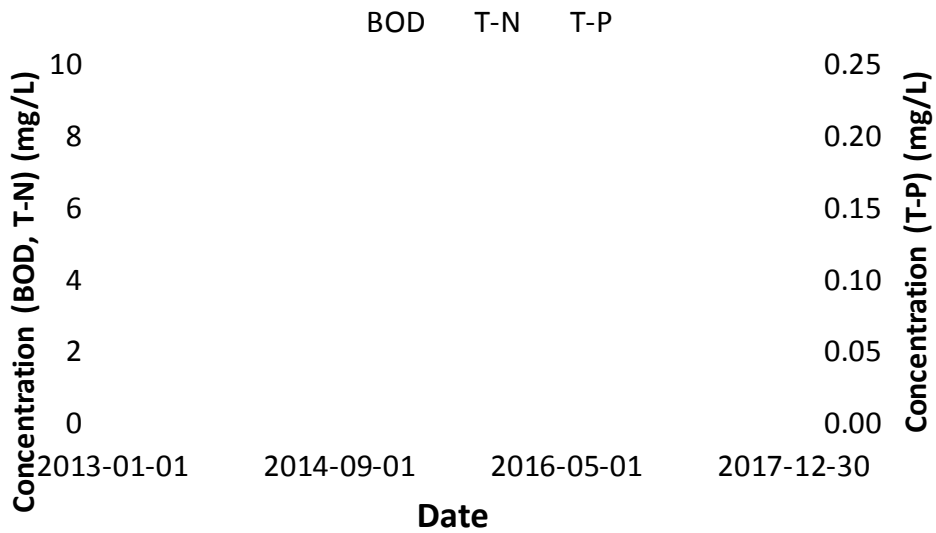


Fig. 4.7. Water quality of the Yongpung reservoir

4.2.4. 영농 자료

설성천 유역 논 포장에 대해 모니터링을 실시하지 않아, 설성천 유역의 농민과 관할 기관 등을 대상으로 한 구두 조사 및 기존 중부지방 논 포장

을 대상으로 수행한 연구의 조사를 통해 영농 관련 자료를 구축하였다.

침투량은 논 토양조건이나 토층구조, 담수심, 경지의 고저차, 지질, 지하수위 등에 따라 차이가 있어 실측에 의해 구하는 것이 일반적이지만 (임상준, 2000; 송정현 등, 2013; 송정현, 2017), 본 연구에서는 여러 선행 연구들에서 적용한 값을 조사하여 2 mm로 적용하였다 (이근후 등, 1999; 추태호, 2004; 송정현 등, 2012; 송정현 등, 2013). 순별 작물 계수는 유승환 등 (2006)이 수원 지역에 대하여 산정한 값을 적용하였으며 (Table 4.4), 포장 배수량을 산정하는 데 필요한 물꼬 높이는 Kang et al. (2006)과 송정현 (2017)의 연구결과를 이용하여 순별로 다른 값을 적용하였다 (Table 4.5). 최소담수심 또한 선행 연구를 참고하여 순별로 적용하였다 (Lee et al., 2016; Jang et al., 2004; 송정현, 2017) (Table 4.6).

Table 4.4. Crop coefficients of rice in Suwon (Yoo et al., 2006)

Parameter	Preparation for transplanting			Transplanting			Days after transplanting		
							10	20	30
Penman-Monteith	0.78			0.78			0.78	0.97	1.07
Parameter	Days after transplanting								
	40	50	60	70	80	90	100	110	120
Penman-Monteith	1.16	1.28	1.45	1.50	1.58	1.46	1.45	1.25	1.01

Table 4.5. Outlet height of paddy fields in Korea (Kang et al., 2006)

Parameter	Preparation for transplanting	Transplanting	Days after transplanting		
			10	20	30
Outlet height (mm)	66.1	80.9	74.0	57.3	34.6

Parameter	Days after transplanting								
	40	50	60	70	80	90	100	110	120
Outlet height (mm)	72.9	67.2	57.7	63.4	67.2	66.1	66.1	66.1	66.1

Table 4.6. Minimum ponding depth of paddy fields in Korea (Lee et al., 2016; Jang et al., 2004; Song, 2017)

Parameter	Preparation for transplanting		Transplanting				Days after transplanting		
							10	20	30
Minimum ponding depth (mm)	20		60				40	40	20

Parameter	Days after transplanting								
	40	50	60	70	80	90	100	110	120
Minimum ponding depth (mm)	30	30	30	40	40	40	40	40	40

수질과 관련된 자료 중 기비 일자는 정한석 (2014)를 참고하여, 5월 10일

로 설정하였으며, 기비량은 송정현 등 (2012)의 자료를 참고하여 총 질소 168 kg/ha, 총 인 56 kg/ha로 적용하였다. 추비 일자는 구두 조사를 통해 7월 31일로 설정하였으며, 총 질소 13 kg/ha로 적용하였다. 관개수 수질 농도는 모의된 저수지 수질 중 영농기 동안의 평균값을 적용하였으며, 강우 수질은 송정현 등 (2012)이 수행한 강우수 수질 분석 결과인 T-N 0.9 mg/L, T-P 0.04 mg/L의 값을 사용하였다.

4.2.5. 모니터링 자료

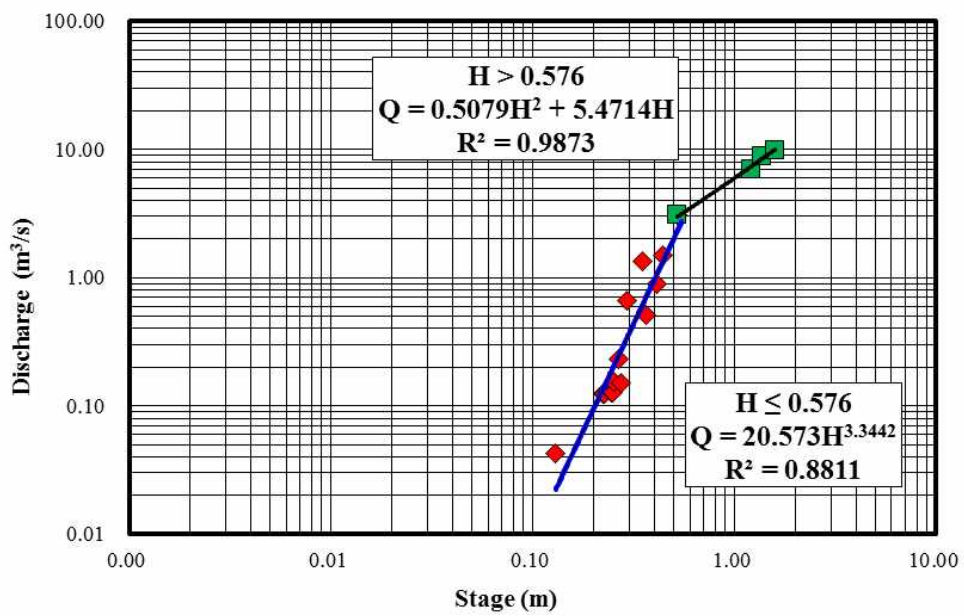
설성천 유역에는 국가 하천 측정망은 존재하지 않으나 서울대학교 지역 시스템공학과에서 설성천 유역의 유량과 수질을 파악하기 위해 2016년 4월부터 2017년 10월까지 모니터링을 수행하였다. 본 연구에서는 해당 모니터링 자료를 이용하여 모델의 보검증 자료 등 연구의 기초자료로 활용하였다.

가. 유량 자료

설성천 하류에 위치한 풍계교에 부자식 수위계, 초음파 수위계 및 수위표를 설치하여 수위를 측정하였다 (Fig. 4.8). 부자식 수위계와 초음파 수위계를 이용하여 약 10분 간격으로 수위 데이터를 수집하였으며, 수위표와 스태프를 이용하여 수위를 직접 측정하여 이를 레퍼런스로 삼았다. 레이팅을 수행하여 수위-유량 곡선을 작성하였으며, 수위-유량 곡선을 통해 수위로부터 유량을 추정하였다. 10분 단위로 추정된 유량을 일별로 평균하여 일 유량을 산정하였다. Fig. 4.9와 Fig. 4.10은 각각 설성천 하류에서의 수위-유량 곡선과 추정된 유량을 나타낸 그림이다.



Fig. 4.8. Monitoring point at Punggye bridge



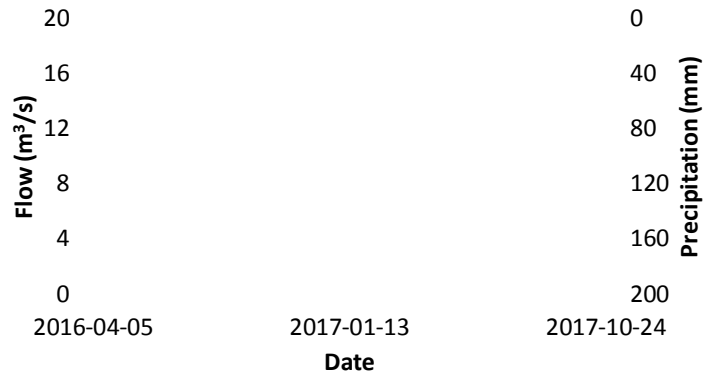
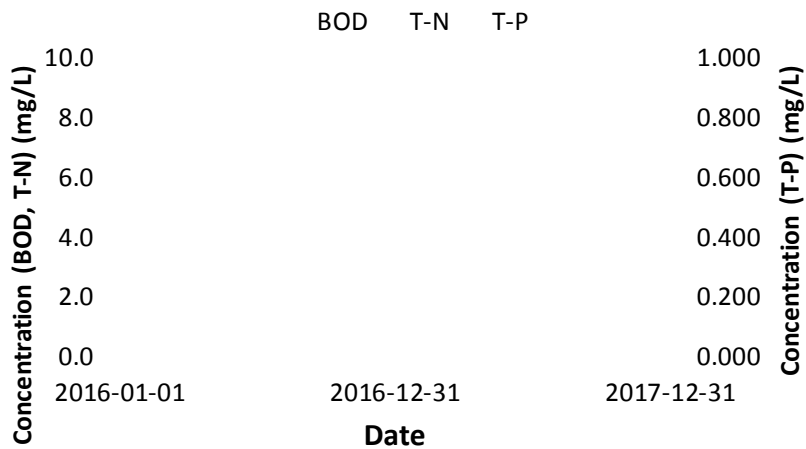


Fig. 4.10. Flow at the monitoring point

나. 수질 자료

수위 측정 지점과 같은 곳에서 채수한 뒤 서울대학교 농생명과학공동기
 기원에 수질 분석을 의뢰하여 BOD, 총 인, 총 질소 등의 항목에 대한 자료
 를 수집하였다. 모니터링 기간 동안 수질 모니터링은 비강우시 19 회, 강
 우시 13 회 수행하였다. 각 수질항목은 수질오염공정시험방법에 따라 분
 석되었으며, BOD는 0.4~9.6 mg/L, T-N은 1.1~8.8 mg/L, T-P는
 0.042~0.649 mg/L의 범위로 나타났다.



4.2.6. 최적관리기법 자료

가. 물꼬 관리

본 연구에서는 물꼬를 높인 시나리오를 적용하여 물꼬 관리에 따른 오염물질 부하량을 분석하였다 (Table 4.7). 기존의 물꼬 높이에서 100 mm를 상승시켰으며, 이는 선행연구에서 수행한 물꼬 높이에 속하므로 타당하다고 판단하였다 (송정현, 2012). 영농기간 동안의 물꼬의 최대 높이는 190.9 mm이며, 최소 높이는 144.6 mm이다. 증가시킬 물꼬 높이는 MASA 모형과 CREAMS-PADDY 모형의 입력 자료로 이용되었다.

Table 4.7. Outlet heights of paddy fields according to outlet height management practice

	Preparation for transplanting			Transplanting			Days after transplanting		
							10	20	30
Outlet height (mm)	176.1			190.9			184.0	167.3	144.6
	Days after transplanting								
	40	50	60	70	80	90	100	110	120
Outlet height (mm)	182.9	177.2	167.7	173.4	177.2	176.1	176.1	176.1	176.1

나. 인공습지

인공습지의 T-N과 T-P의 저감효율은 인공습지의 구조뿐만 아니라 상류 유역에 위치한 오염원의 종류, 기상 조건, 운영 기간, 습지의 크기 등에 따라 상이하다. 강호정과 송근예 (2004)는 국내 14 개, 국외 423 개의 연

구를 바탕으로 오염물질 평균 저감 효율을 산정하였으며, 그 저감 효율은 Table 4.7과 같다. 본 연구에서는 국내 연구를 통해 산정된 평균 저감 효율을 HSPF 모형의 최적관리기법 적용 모듈인 BMPRAC에 적용하고, 인공 습지는 저수지 관개논에서 배출되는 배출수에 대해서만 처리한다고 가정하여 설성천 유역에서의 오염물질 부하량의 변화를 분석하였다.

Table 4.8. Pollutant remove rate in constructed wetland (Kang and Song, 2004)

Pollutants	Remove rate (%)			
	Korea	Europe	Denmark	US
BOD	84	79	80	73
COD	75	70	66	-
SS	78	-	40	69
T-N	49	40	32	64
T-P	57	47	74	55
The number of study	14	268	71	84

제 5 장 연구 결과

5.1. HSPF-CREAMS-PADDY 시스템의 적응성 평가

농업용 저수지 기작과 논·수문·수질 기작을 반영하기 위하여 HSPF 모형, MASA 모형, CREAMS-PADDY 모형을 연계한 HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 구축하여 모의를 수행하였다. 유량과 수질에 대한 모의 결과를 실측 모니터링 자료와 비교하여 시스템의 적응성을 평가하였다.

가. MASA 모형의 보정 및 검정

MASA 모형의 유출량에 대한 보정 및 검정은 용풍저수지의 수위 자료를 이용하여 수행하였다. 보정 방법으로 시간이 많이 소요되지만 반복횟수가 충분할 때 천체 근사 최적점에 도달하는 방법인 단순시행착오법을 이용하였다 (이승창과 신동철, 2009). 시·공간적인 변화를 고려하기 위해서는 각 연도별 토지이용자료를 적용해야하지만, 해당 자료를 얻지 못해 2013년 중분류 토지피복도의 토지이용이 2017년까지 변화가 없었다는 가정 하에 연구가 수행되었다. 모형의 적합성을 평가하기 위해 R^2 (coefficient of determination), NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency)를 이용하였으며 (Nash and Sutcliffe, 1970; Gupta et al., 1999), NSE 를 산정하는 식은 아래와 같다.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - \overline{X_{sim,i}})^2}$$

여기서, $\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{sim,i})^2$ 는 실측값, $\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - \overline{X_{sim,i}})^2$ 는 모의값, $\overline{X_{sim,i}}$ 는 모의값의 평균, n 은

데이터의 개수를 의미한다.

NSE 와 R^2 는 1에 가까울수록 모의값이 실측값을 잘 반영한다는 것을 의미한다.

Donigian (2000)은 HSPF 모형의 적용사례 및 연구 자료들을 바탕으로 일반적인 모형의 효율 범위와 신뢰구간을 제시하였으며, Moriasi (2015)는 선행 연구에서 모의된 결과를 바탕으로 통계분석을 수행하여 평가 기준을 제시한 바 있다 (Table 5.1, Table 5.2). 아래에 제시된 기준을 바탕으로 모형의 적용성을 평가하였다. 하지만, R^2 와 NSE 는 계산에 있어 오차의 제곱합이 포함되므로 고유량이나 높은 농도 등 큰 값에 의해 통계량이 크게 좌우되는 경향이 있다. 따라서 해당 통계량이 기준을 만족하더라도 저유량이거나 농도가 낮을 때의 모의 결과는 좋지 않을 수 있음을 유의해야 한다 (Pfannerstill et al., 2014; 송정현, 2017).

Table 5.1. Recommended tolerances for HSPF model (Donigian, 2000)

Measure	Output response	Very good	Good	Fair	Poor
R^2	Flow	$R^2 > 0.85$	$0.75 < R^2 \leq 0.85$	$0.60 < R^2 \leq 0.75$	$R^2 \leq 0.60$
$PBIAS$ (%)	Flow	$PBIAS < \pm 10$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	$PBIAS \geq \pm 25$
	N/P	$PBIAS < \pm 15$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	$\pm 25 \leq PBIAS < \pm 35$	$PBIAS \geq \pm 35$

Table 5.2. Evaluation criteria for recommended statistical performance measures for watershed-scale models (Moriassi et al., 2015)

Measure	Output response	Very good	Good	Satisfactory	Not satisfactory
R^2	Flow	$R^2 > 0.85$	$0.75 < R^2 \leq 0.85$	$0.60 < R^2 \leq 0.75$	$R^2 \leq 0.60$
	N	$R^2 > 0.70$	$0.60 < R^2 \leq 0.70$	$0.30 < R^2 \leq 0.60$	$R^2 \leq 0.30$
	P	$R^2 > 0.80$	$0.65 < R^2 \leq 0.80$	$0.40 < R^2 \leq 0.65$	$R^2 \leq 0.40$
NSE	Flow	$NSE > 0.80$	$0.70 < NSE \leq 0.80$	$0.50 < NSE \leq 0.70$	$NSE \leq 0.50$
	N/P	$NSE > 0.65$	$0.50 < NSE \leq 0.65$	$0.35 < NSE \leq 0.50$	$NSE \leq 0.35$
$PBIAS$ (%)	Flow	$PBIAS < \pm 5$	$\pm 5 \leq PBIAS < \pm 10$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$PBIAS \geq \pm 15$
	N/P	$PBIAS < \pm 15$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 20$	$\pm 20 \leq PBIAS < \pm 30$	$PBIAS \geq \pm 30$

저수지 수위를 통해 저수지 물넘이 방류량 및 농업용수 공급량을 추정하기 위해 침투량과 저수지 유역 유입량을 조절하여 보정을 수행하였으며, 보정을 수행한 결과는 Fig. 5.1 및 Fig. 5.2와 같다.

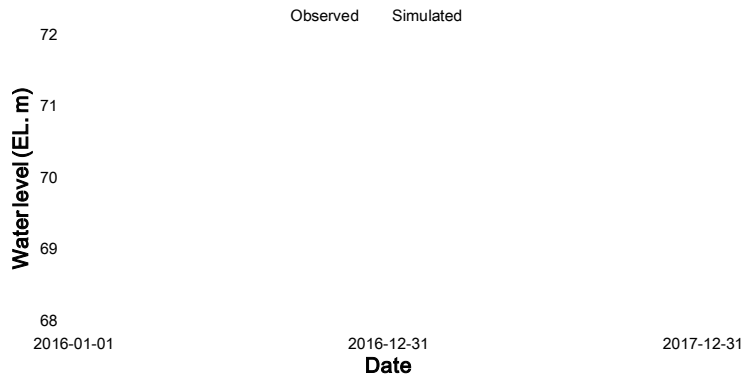


Fig. 5.1. Calibration result of MASA model

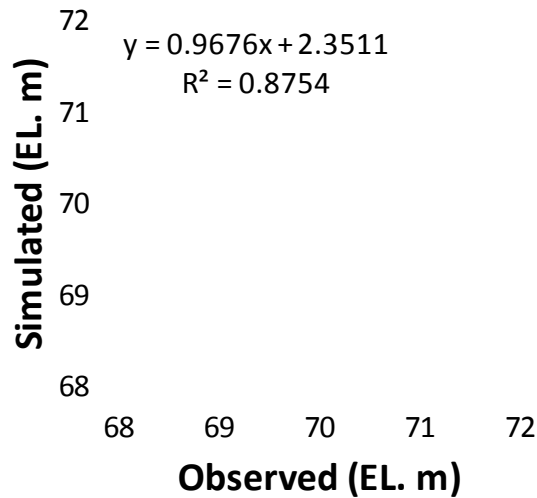


Fig. 5.2. Scatter plot of MASA model
water level simulation result

보정 결과, R^2 0.88, NSE 0.86로 Donigian과 Moriasi et al.의 기준을

모두 Very good으로 만족하는 것으로 나타났다.

MASA 모형을 통해 산정한 2016년 1월 1일부터 2017년 11월 27일까지의 물넘이 방류량 및 농업용수 공급량, 논 배수량은 Table 5.3에 나타내었다. 약 2년간 물넘이 방류량은 2,153,026 m³, 농업용수 공급량은 2,274,779 m³, 논 배수량은 1,020,467 m³로 산정되었다.

Table 5.3. Simulation results of MASA model (Unit : m³)

Year	2016	2017
Spillway outflow	620,681	1,532,345
Agricultural water supply	1,323,698	951,081
Paddy drainage	341,393	679,074

나. CREAMS-PADDY 모형 구동 결과

CREAMS-PADDY 모형을 통해 필지에서 배출되는 오염물질 부하량을 산정하였다. 수질 항목은 T-N과 T-P이며, CREAMS-PADDY에서 모의되지 않는 BOD는 관개수 농도와 동일하게 배출하도록 설정하였다. 필지에서의 실측치를 모니터링하지 않아, 매개변수는 이미 타 필지에 대해 보·검정이 완료된 송정현 등 (2012)이 사용한 매개변수를 적용하였다. 모의 결과, 설성천 유역 내 위치한 답에서 배출되는 오염물질은 2016년에는 T-N 1,275.7 kg, T-P 96.0 kg, 2017년에는 T-N 2474.0 kg, T-P 161.8 kg으로 나타났다 (Table 5.4).

Table 5.4. Pollutant load from irrigated paddy in the study area

Year	2016	2017
T-N (kg)	1,275.7	2,474.0
T-P (kg)	96.0	161.8

다. HSPF 모형의 보정 및 검정

HSPF 모형의 유출량과 BOD, T-N, T-P 등에 대한 수질항목의 보정 및 검정은 설성천 하류에서 2016년 4월부터 2017년 10월까지 모니터링

을 통해 축적한 데이터를 이용하여 수행하였다. 보정 기간은 2016년, 검정 기간은 2017년이며, 2013년부터 2015년까지는 모델의 안정화를 위한 기간으로 설정하였다. 보·검정 방법은 단순시행착오법을 이용하였다. 모형의 적합성을 평가하기 위해 R^2 , NSE , $PBIAS$ (Percent BIAS) 등의 통계량을 이용하였으며, 통계량을 산정하는 식은 아래와 같다 (Nash and Sutcliffe, 1970; Gupta et al., 1999; Moriasi, 2007).

$$PBIAS (\%) = \frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{sim,i}) \times 100}{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i})}$$

여기서, $X_{obs,i}$ 는 실측값, $X_{sim,i}$ 는 모의값, n 은 데이터의 개수를 의미한다.

$PBIAS$ 는 0에 가까울수록 모의값이 실측값을 잘 반영한다는 것을 의미한다. 수질항목에 대해서는 $PBIAS$ 를 이용해서 모형의 성능을 평가한 연구들이 다수 존재하여, 수질항목에 대해서는 $PBIAS$ 를 이용하여 평가하였고, 유출량에 대해서는 R^2 와 NSE 를 이용하여 평가하였다.

(1) HSPF 모형의 수문 보정 및 검정

HSPF 모형에서 유출량과 관련된 주요 매개변수로 PERLND 모듈에 포함된 LZSN, INFILT, KVARY, UZSN, AGWRC, IRC, INTFW, DEEPPFR 등이 있다 (USEPA, 2001). 유량의 보정은 총 유출량과 강우시 침투 유량의 변화에 초점을 맞추어 수행하였으며, 매개변수의 보정범위 (USEPA, 2000)와 보정 후의 값을 Table 5.5에 나타내었다.

보·검정을 수행한 결과, 보정 기간인 2016년에 대해서는 R^2 0.58, NSE 0.51로 나타났으며, 검정 기간인 2017년에 대해서는 R^2 0.57, NSE 0.52로 나타났다. 이 결과는 Donigian (2000)과 Moriasi et al.(2015)의 기준을 Good ~ Satisfactory 수준에서 만족한다. 2016년 1월 1일부터 2017년 11월 27일까지의 유출량은 670.77 mm, 유출율은 38.03 %로 나타났다. 시계열 그래프 (Fig. 5.3)를 통해 유량 보·검정 결과를 정성적으로 평가한 결과, 전체적으로 실측치와 모의치의 경향이 유사한 것으로 나타났다.

Table 5.5. Parameter for daily runoff simulation

Parameter	Description	Unit	Model range	Possible range	Calibrated value
LZSN	Lower zone nominal soil moisture storage	in	0.01~100.0	2.0~15.0	1.0~3.5
INFILT	Index to infiltration capacity	in/hr	0.0001~100.0	0.001~0.5	0.1~0.2
KVARY	Variable groundwater recession	1/in	0.0~5.0	0.0~5.0	0.0
UZSN	Upper zone nominal soil moisture storage	in	0.01~10.0	0.05~2.0	0.75
AGWRC	Base groundwater recession	none	0.001~0.999	0.85~0.999	0.98
IRC	Interflow recession parameter	none	1.0E-30~0.999	0.3~0.85	0.5
INTFW	Interflow inflow parameter	none	0.0~none	1.0~10.0	6.0
DEEPER	Fraction of groundwater inflow to deep recharge	none	0.0~1.0	0.0~5.0	0.15

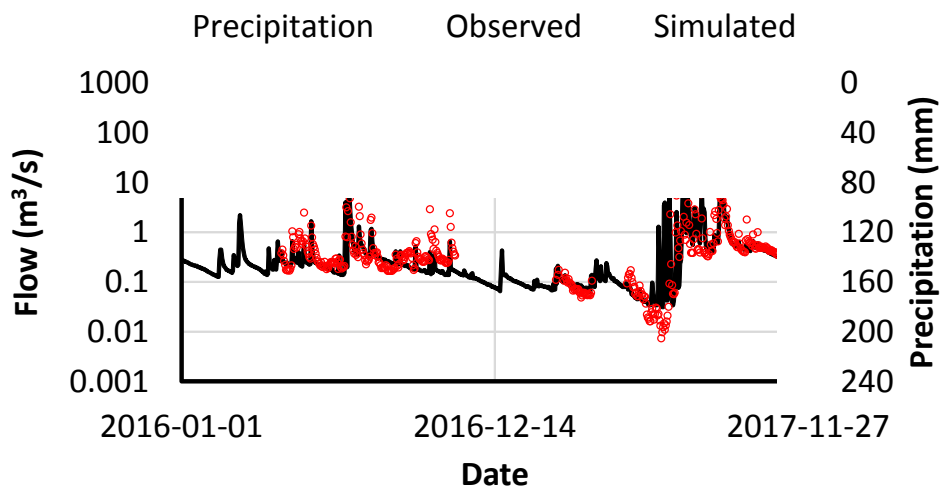


Fig. 5.3. Flow calibration result of HSPF

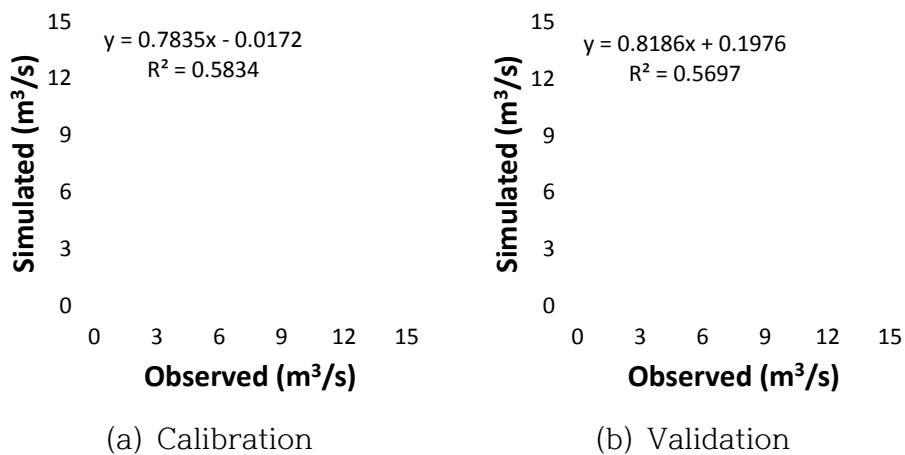


Fig. 5.4. Scatter plot of flow

(2) HSPF 모형의 수질 보정 및 검정

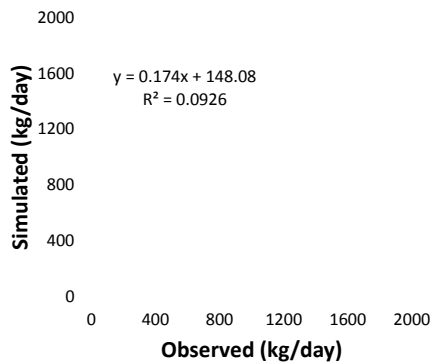
HSPF 모형에서 수온 및 수질과 관련된 주요 매개변수로 ELEV, KEVAP, KBOD20, KODSET, REAK, CVBO, CVBPC, CVBPN, BPCNTC, BRNIT 등이 있다 (USEPA, 2001). 또한 각 수질항목에 대한 MON-GRND-CONC 항목도 변화시킴으로써 보정을 수행하였다. 수온 및 수질의 보정은 온도, BOD, T-N, T-P의 순서로 수행하였으며, 상기한 매개변수의 범위와 보정 후의 값을 Table 5.6에 나타내었다. 수질에 대한 모형의 적용성은 PBIAS 통계값을 이용해 평가하였다 (Table 5.7). 보정 기간과 검정 기간에 대해 각각 BOD 24.0 %와 -9.6 %, T-N 39.1 %와 13.5 %, T-P 35.7 %, 26.1 %로 나타났다. 수질의 경우 Donigian (2000)의 기준을 만족하지 못하는 경우가 많았다. Fig. 5.5는 각 수질항목별 부하량에 대한 산포도를 나타낸 그림이다. BOD와 T-P는 실측치가 큰 경우 모의치가 이를 반영하지 못하는 것으로 나타났다. 이는 관개 일자, 시비 일자, 이앙 일자 등 수질에 크게 영향을 미칠만한 영농 일정이 부정확했으며, 축산 분뇨 및 하천 취수답 등을 고려하지 않았기 때문으로 사료된다.

Table 5.6. Parameter for water temperature and water quality simulation

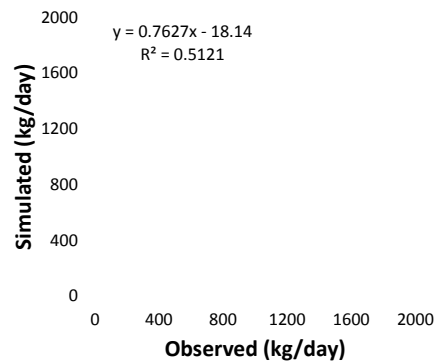
Parameter	Description	Unit	Model range	Calibrated value
KBOD20	Unit BOD decay rate at 20 °C	1/hr	1.0E-30 ~none	0.02
KODSET	Rate of BOD settling	ft/hr	0~none	0.05
REAK	Empirical constant for equation used to calculate the reaeration coefficient	1/hr	1.0E-30 ~none	0.02
CVBO	Conversion from biomass to oxygen	mg/mg	1.0~5.0	1.63
CVBPC	Conversion from biomass expressed as phosphorus to carbon equivalency	moles/ mol	50~200	100.0
CVBPN	Conversion from biomass expressed as phosphorus to nitrogen equivalency	moles/ mol	10~50	16.0
BPCNTC	Percentage of biomass which is carbon by weight	none	10~100	49.0

Table 5.7. Water quality calibration results of HSPF (Unit : %)

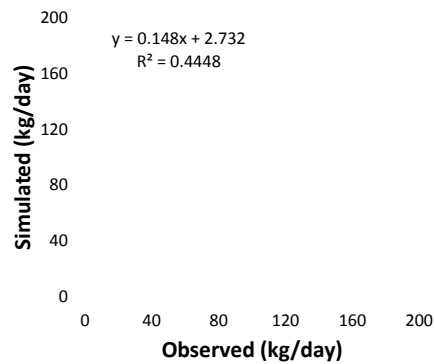
Parameter	Calibration	Validation
BOD	24.0	-9.6
T-N	39.1	13.5
T-P	35.7	26.1



(a) BOD



(b) T-N



(c) T-P

Fig. 5.5. Scatter plot of water quality

5.2. 저수지 및 논·수문·수질 기작 미고려 시 모의 결과 분석

농업용 저수지 기작과 논·수문·수질 기작을 고려하지 않고 매개변수만 시스템 보·검정 결과와 같은 경우를 HSPF (Sch. 1), 농업용 저수지 기작과 논·수문·수질 기작을 고려하지 않고 모형을 다시 보정한 경우를 HSPF (Sch. 2)로 설정하고, 모의를 수행하였다.

5.2.1. 저수지 및 논·수문·수질 기작 미고려 시 모의 결과 (HSPF (Sch. 1))

가. 수문 분석 결과

HSPF (Sch. 1)의 수문에 대한 모의 결과를 R^2 와 NSE를 통해 평가하였다. 2016년에 대해서는 R^2 0.66, NSE 0.61으로 나타났으며, 2017년에 대해서는 R^2 0.66, NSE 0.39로 나타났다. 2016년 1월 1일부터 2017년 11월 27일까지의 유출량은 696.15 mm, 유출율은 39.46 %로 나타났다. HSPF (Sch. 1)의 유량 모의 결과는 시스템을 이용하여 모의한 유량과 비교하여 가장 유량이 적은 일부 갈수기를 제외한 대부분의 구간에서 유출량이 비슷하게 나타났다. HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 이용한 모의 결과에서 홍수기 유량이 더 적게 나타나는 이유는 농업용 저수지와 논·저류효과 때문인 것으로 사료된다.

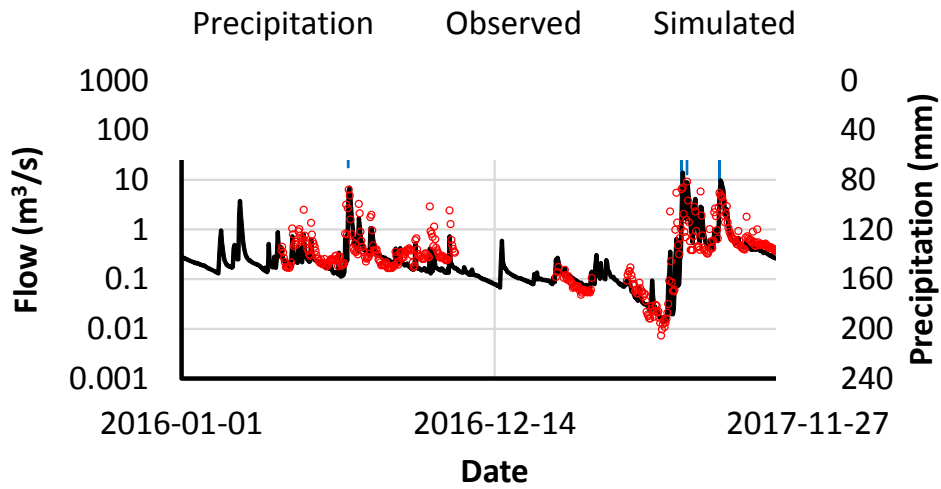


Fig. 5.6. Flow simulation result of HSPF (Sch. 1)

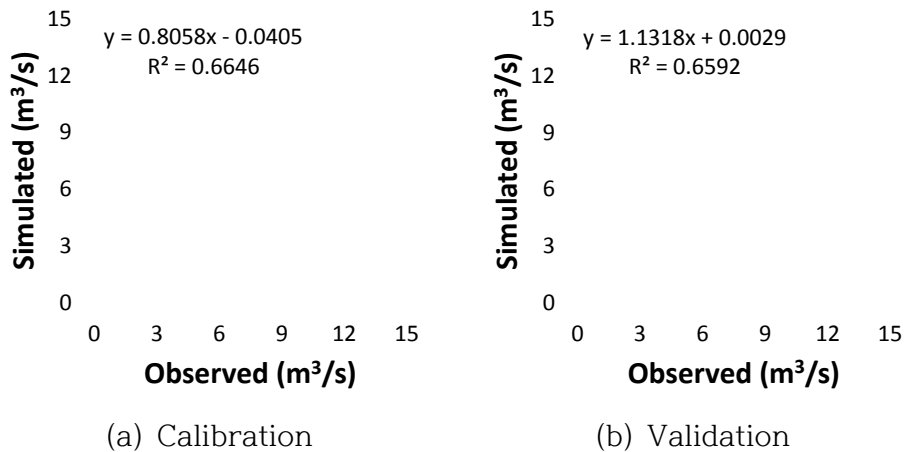


Fig. 5.7. Scatter plot of HSPF (Sch. 1)

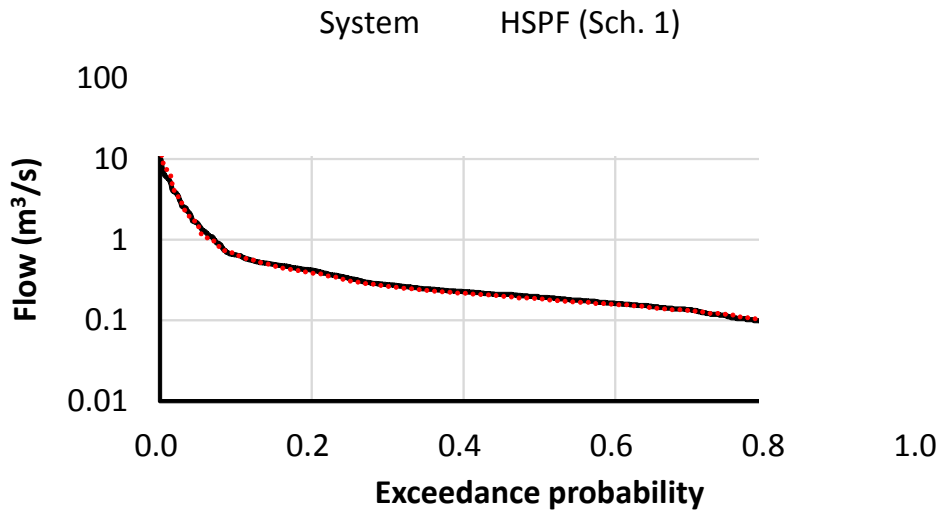


Fig. 5.8. FDC curve of System and HSPF (Sch. 1)

나. 수질 분석 결과

HSPF (Sch. 1)의 수질에 대한 모의 결과를 PBIAS를 통해 평가하였으며, 그 결과는 Table 5.8에 나타내었다. 수질 모의 결과, HSPF (Sch. 1)의 PBIAS의 절대값은 시스템을 이용하여 산정한 결과에 비하여 소폭 작게 나타났으며, Donogian (2000)의 기준에 따르면 수질 항목은 Very good ~ Fair로 판단될 수 있다. Fig. 5.9는 각 수질항목별 부하량에 대한 산포도를 나타낸 그림이다. 시스템을 이용하여 산정한 수질과 마찬가지로 BOD와 T-P는 실측치가 큰 경우 모의치가 이를 반영하지 못하는 것으로 나타났다.

Table 5.8. Water quality simulation results of HSPF (Sch. 1) (Unit : %)

Parameter	Calibration	Validation
BOD	26.5	-5.0
T-N	24.3	-0.2
T-P	34.5	28.7

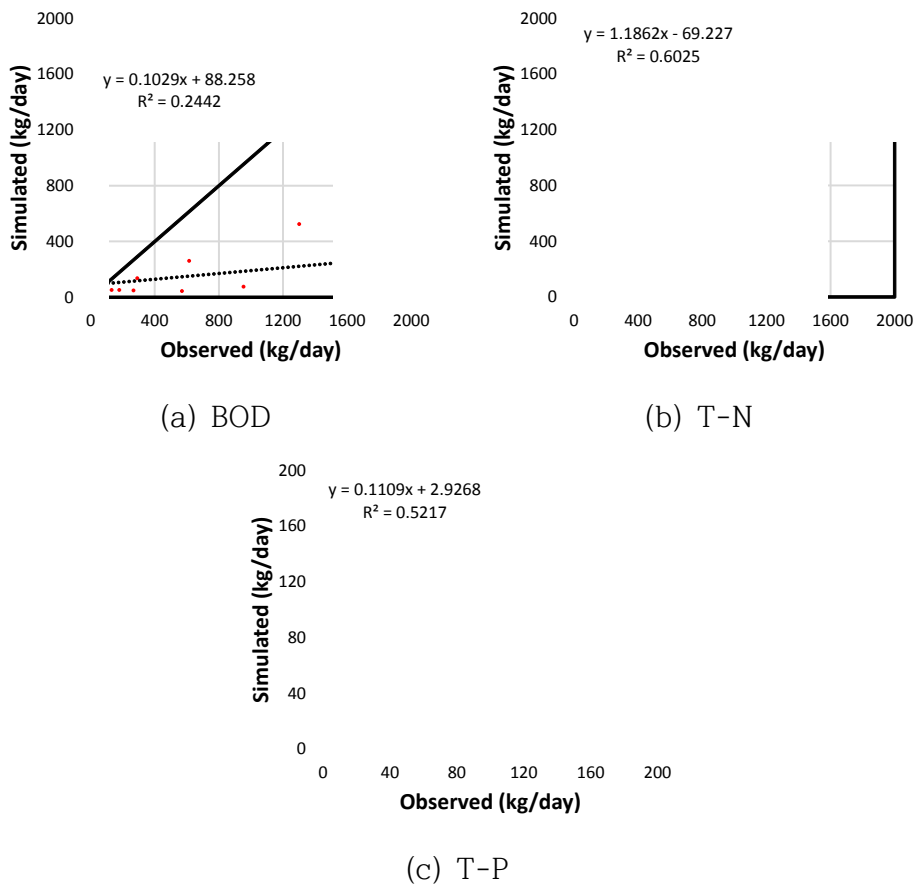


Fig. 5.9. Scatter plot of water quality of HSPF (Sch. 1)

5.2.2. 저수지 및 논·농지 수문·수질 기작 미고려 시 모의 결과 (HSPF (Sch. 2))

가. 수문 분석 결과

농업용 저수지와 논·농지 수문·수질 기작을 고려하지 않고 HSPF 모형을 보정한 HSPF (Sch. 2)의 결과를 Fig. 5.10에 나타내었다. HSPF (Sch. 2)의 경우, 보정 기간인 2016년에 대해서는 R^2 0.75, NSE 0.61로 나타났으며, 검정 기간인 2017년에 대해서는 R^2 0.74, NSE 0.69로 나타났다.

2016년 1월 1일부터 2017년 11월 27일까지의 유출량은 615.08 mm, 유출율은 34.87 %로 나타났다. HSPF (Sch. 2)는 시스템을 이용한 모의 결과와 비교하여 홍수기에서는 유출량이 더 많은 것으로 나타났으며, 갈수기에서는 유출량이 더 적은 것으로 나타났다. 이는 HSPF (Sch. 1)와 마찬가지로 저수지와 논에서의 저류효과로 인한 것으로 사료된다.

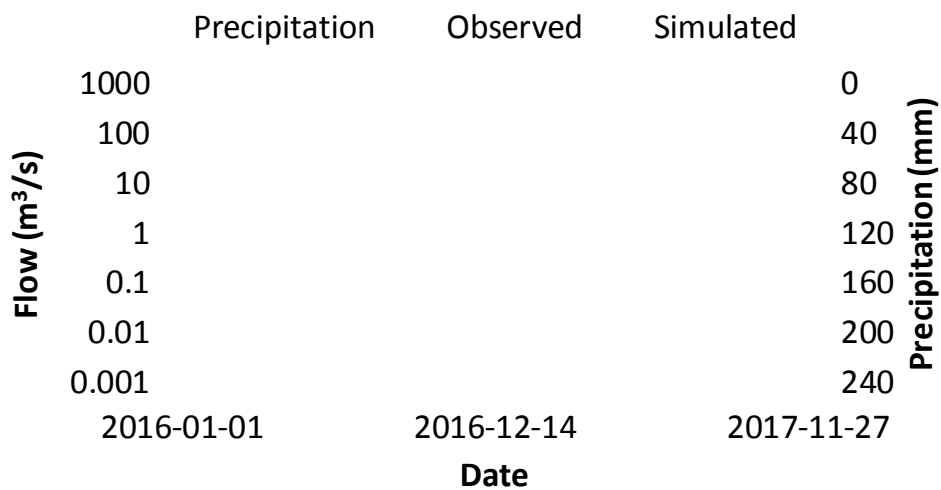


Fig. 5.10. Flow calibration result of HSPF (Sch. 2)

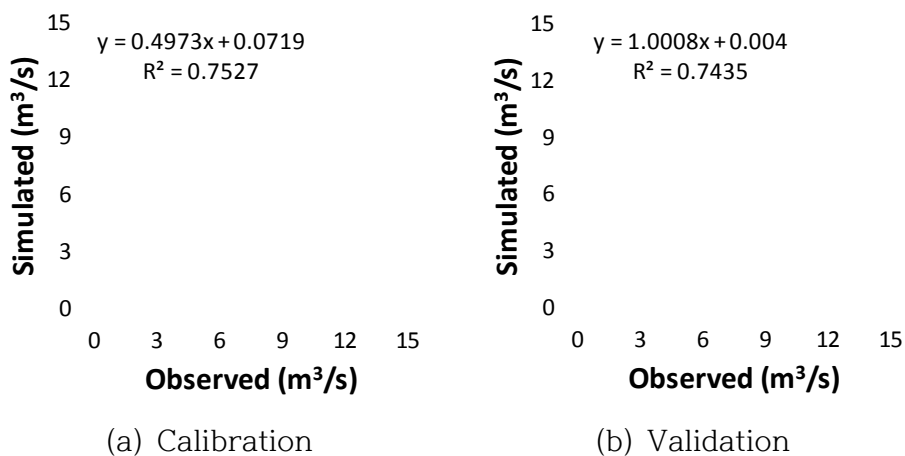


Fig. 5.11. Scatter plot of HSPF (Sch. 2)

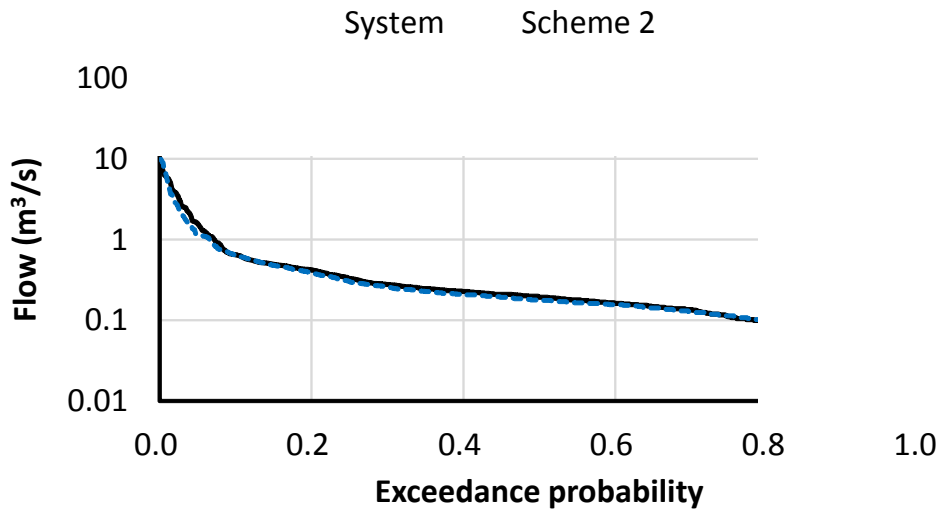


Fig. 5.12. FDC curve of system and HSPF (Sch. 2)

나. 수질 분석 결과

HSPF (Sch. 2)의 수질에 대한 모의 결과를 PBIAS를 통해 평가하였으며, 그 결과는 Table 5.9에 나타내었다. 수질 모의 결과, HSPF (Sch. 2)의 PBIAS의 절대값은 시스템 모의 결과에 비하여 소폭 작게 나타났으며, 보정을 수행하지 않은 HSPF (Sch. 1)보다 큰 값으로 나타났다. 이는 수량의 변화로 인해 보·검정을 수행하더라도 수질을 적절한 값까지 변화시킬 수 없기 때문으로 사료된다. Fig. 5.13은 각 수질항목별 부하량에 대한 산포도를 나타낸 그림이다. 시스템 이용 시나 HSPF (Sch. 1)과 마찬가지로 BOD와 T-P는 실측치가 큰 경우 모의치가 이를 반영하지 못하는 것으로 나타났다.

Table 5.9. Water quality calibration results of HSPF (Sch. 2) (Unit : %)

Parameter	Calibration	Validation
BOD	21.8	-15.0
T-N	20.6	5.4
T-P	32.2	23.6

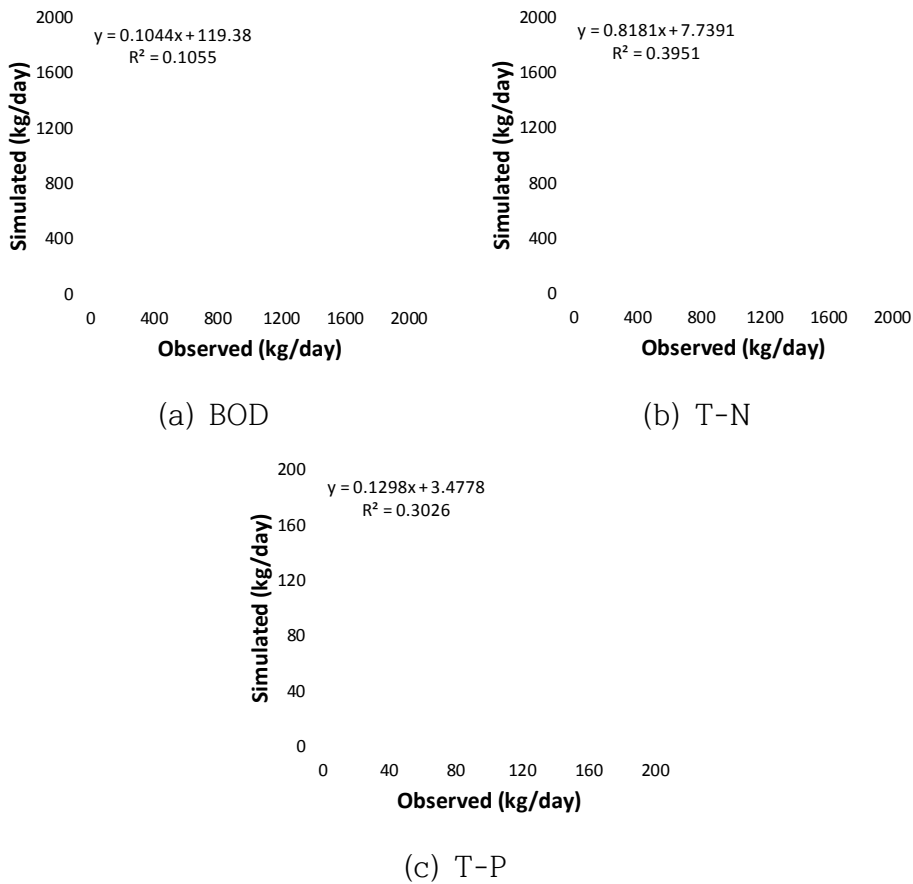


Fig. 5.13. Scatter plot of water quality of HSPF (Sch. 2)

정량적인 분석을 하기 위해 각 수질항목별로 유역말단에서의 부하량을 산정하였다. Table 5.10은 각 수질항목별로 유역말단에서의 연간 부하량을 산정한 결과이다. 2016년의 경우 HSPF (Sch. 1)에서 BOD를 제외한 모든 수질항목이 가장 크게 산정되었으며, 시스템을 이용한 모의 결과와 HSPF (Sch. 2)는 비슷한 수준으로 나타났다. 이는 HSPF (Sch. 1)가 시스템을 이용한 유량 모의 결과 및 HSPF (Sch. 2)에 비해 유량이 컸기 때문에 부하량이 크게 산정된 것으로 판단된다. 2017년의 경우 BOD는 시스템의 수질 모의 결과, HSPF (Sch. 2), HSPF (Sch. 1) 순으로 많이 배출

되었으며, 시스템 적용 시와 HSPF (Sch. 1)는 거의 비슷한 수준으로 배출되었다. T-N의 경우 HSPF (Sch. 1), HSPF (Sch. 2), 시스템 적용 시 순서로 부하량이 크게 산정되었다. T-P의 경우, 시스템 적용 시, HSPF (Sch. 2), HSPF (Sch. 1) 순으로 크게 나타났다. 또한, 2017년은 연간 부하량이 12월에 대한 부하량이 산정이 되지 않아 포함이 되지 않았음에도 불구하고 2016년에 비해 1.8배 이상 큰 것으로 나타났다. 이는 2016년에는 강우가 적게 온 데 비해, 2017년에는 상대적으로 큰 강우가 많이 왔기 때문에 유량에서 많은 차이가 있었기 때문으로 사료된다.

Table 5.10. Annual pollutant loads according to applied simulation methods (Unit : kg)

	2016		
	BOD	T-N	T-P
System	21,915	21,318	1,058
HSPF (Sch. 1)	18,008	29,515	1,099
HSPF (Sch. 2)	15,774	23,272	1,004
	2017		
	BOD	T-N	T-P
System	50,556	61,545	1,981
HSPF (Sch. 1)	33,754	71,775	1,692
HSPF (Sch. 2)	39,226	64,838	1,885

5.3. 최적관리기법 적용 시 모의 결과 분석

HSPF-CREAMS-PADDY 시스템에 최적관리기법을 적용하여 유역 말단에서의 오염부하량의 변화를 분석하였다. 본 연구에서는 물꼬 높이 관리와 인공습지를 시스템에 각각 적용하여 오염부하량을 산정하였다. 최적관리기법을 적용하지 않았을 경우를 No BMP, 물꼬 높이 관리를 적용한 경우를 BMP 1, 인공습지를 적용한 경우를 BMP 2로 설정하였다.

5.3.1. 물꼬 높이 관리 적용 시 모의 결과 (BMP 1)

가. MASA 모형 구동 결과

영농기 논외 물꼬 높이를 BMP를 적용하지 않았을 때보다 100 mm 높게 하였을 때의 수문 및 수질의 변화를 BMP 1로 설정하여 분석하였다. 이때, 물꼬 높이에 따른 용풍저수지의 농업용수 공급량도 달라지기 때문에 MASA 모형을 이용하여 농업용수 공급량, 물넘이 방류량을 다시 산정하였으며, 이에 따른 2016년 1월 1일부터 2017년 11월 27일까지의 농업용수 공급량 및 물넘이 방류량을 Table 5.11에 나타내었고, 용풍저수지의 수위는 Fig. 5.14에 나타내었다.

Table 5.11. Simulation results of MASA model of BMP 1 (Unit : m³)

Year	2016	2017
Spillway outflow	777,613	1,964,287
Agricultural water supply	1,096,485	588,686
Paddy drainage	92,415	351,918

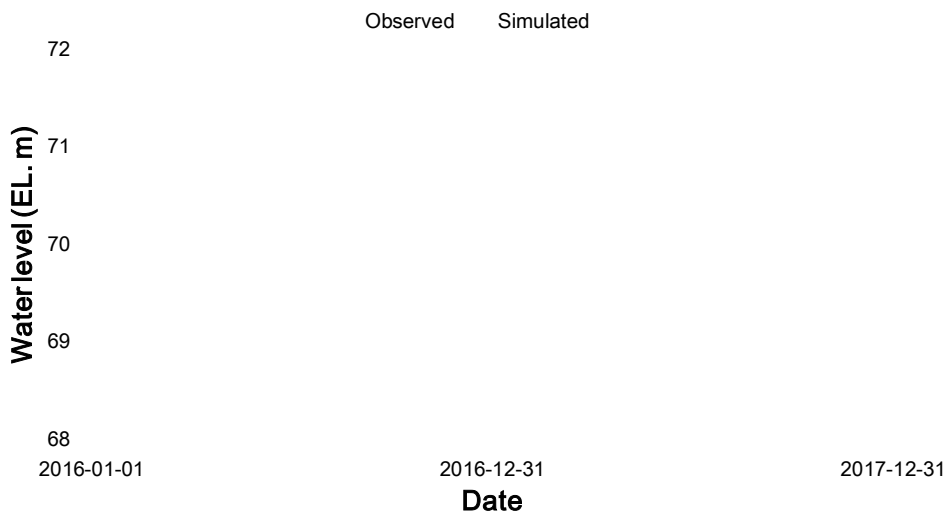


Fig. 5.14. Water level of Yongpung reservoir of BMP 1

나. CREAMS-PADDY 모형 구동 결과

CREAMS-PADDY 모형을 이용하여 물꼬 높이를 상승시켰을 때 필지에서 배출되는 오염물질 부하량을 산정하였다. 모의 결과, 2016년에는 T-N 1,402.1 kg, T-P 121.3 kg, 2017년에는 T-N 1,310.8 kg, T-P 116.3 kg이 배출된 것으로 나타났다 (Table 5.12). BMP 1의 결과는 No BMP와 비교하여 2016년에는 T-N 126.4 kg, T-P 25.3 kg 증가하였으며, 2017년에는 T-N 1,163.2 kg, T-P 45.5 kg이 감소한 것으로 나타났다 (Table 5.13). 2016년에는 강우가 거의 오지 않았으며, 물꼬 높이를 높인 경우 관개 일자나 관개량이 바뀌기 때문에 논 담수 수질이 높을 때 물꼬로 담수가 유출되어 부하량이 오히려 증가한 것으로 분석되었다. 2017년에는 큰 강우가 자주 발생하여 논의 저류 효과로 인해 배출 부하량이 크게 감소한 것으로 사료된다.

Table 5.12. Pollutant load from irrigated paddy in the study area of BMP 1

Year	T-N (kg)	T-P (kg)
2016	1,402	121
2017	1,311	116

Table 5.13. Reduction of pollutant load from paddy of BMP 1

Year	T-N (kg)	T-P (kg)
2016	-126	-25.3
2017	1,163	45.5

다. HSPF 모형 구동 결과

(1) 수문 분석 결과

물꼬 높이를 상승시켰을 때의 하천 하류에서의 수문 및 수질의 변화를 분석하기 위해 HSPF 모형을 구동하였다. 매개변수는 BMP를 적용하지 않았을 때와 동일한 값을 적용하였다. 2016년 1월 1일부터 2017년 11월 27일까지의 유출량은 649.17 mm, 유출율은 36.80 %로 No BMP보다 소폭 적게 나타났다. FDC를 통해 비교한 결과, 유량이 큰 홍수기에는 No BMP에 비해 작은 값이 나타났으며, 유량이 적은 갈수기에는 No BMP에 비해 큰 값이 나타났다 (Fig. 5.15). 이는 물꼬 높이 상승으로 인해 저수지 관개답의 저류 능력이 향상되었으며, 지하수를 통해 하천으로 유출되는 기저 유출과 증가된 물넘이 방류량으로 인한 복합적인 결과로 사료된다.

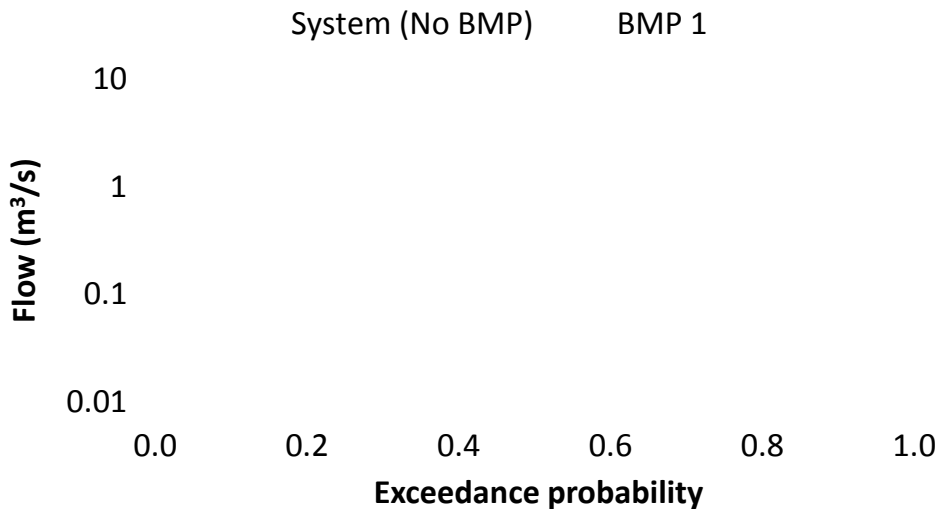


Fig. 5.15. FDC curve of No BMP and BMP 1

(2) 수질 분석 결과

BMP 1에서 산정된 유역말단에서의 오염물질 부하량을 Table 5.14에 나타내었다. 유역말단에서의 오염물질 부하량은 No BMP와 비교했을 때

2016년에는 BOD 122.4 kg이 저감되고, T-N 536.9 kg, T-P 82.2 kg 증가하였다. 2017년에는 BOD 3,095.7 kg, T-N 585.7 kg, T-P 57.4 kg이 저감되는 것으로 나타났다. 2016년의 경우 필지로부터 배출되는 오염물질 부하량의 증가와 오염물질의 농도가 높은 저수지 물넘이 방류량이 증가하여 전체 유역 말단에서의 총 부하량은 증가한 것으로 사료된다. Fig. 5.16은 각 수질항목별 부하량에 대한 산포도를 나타낸 그림이다. No BMP와 마찬가지로 BOD와 T-P는 실측치가 큰 경우 모의치가 이를 반영하지 못하는 것으로 나타났다.

Table 5.14. Annual pollutant loads and reduction of pollutant loads in BMP 1 (Unit : kg)

Parameter	2016		
	BOD	T-N	T-P
No BMP	21,915	21,318	1,058
BMP 1	21,792	21,855	1,140
Reduction	123	-537	-82
Parameter	2017		
	BOD	T-N	T-P
No BMP	50,556	61,545	1,981
BMP 1	47,460	60,960	1,924
Reduction	3,096	585	57

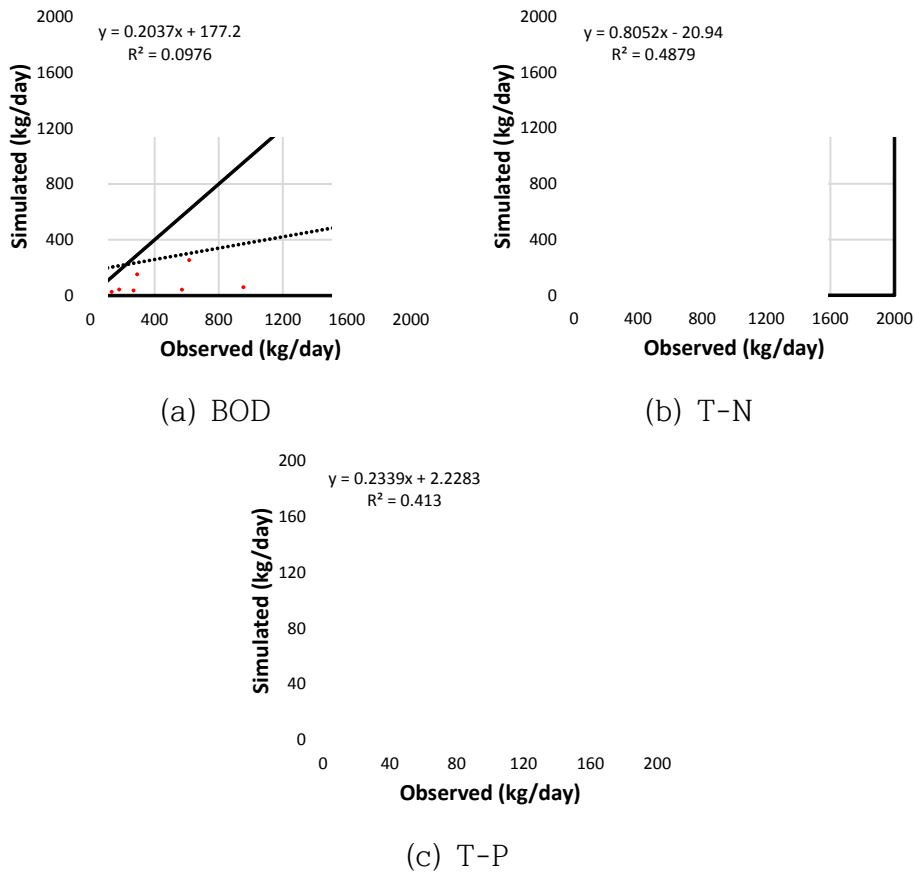


Fig. 5.16. Scatter plot of water quality of BMP 1

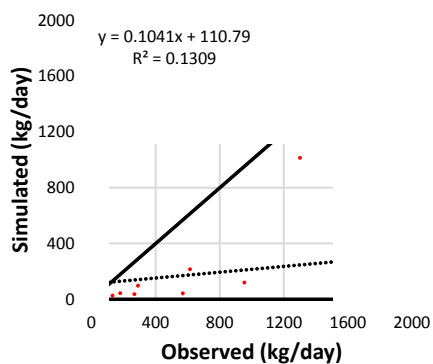
5.3.2. 인공습지 적용 시 모의 결과 (BMP 2)

농업용 저수지 하류의 관개답에서 유출되는 비점오염을 저감하기 위하여 관개답 하류부에 인공습지를 설치할 경우를 BMP 2로 설정하고, 예상되는 오염물질 배출 저감 효과를 분석하였다. HSPF의 BMPRAC 모듈에는 인공습지 건설에 따른 저류 효과나 유출 지연 효과를 모의할 수 있는 기능이 탑재되어 있지 않기 때문에 단순히 오염물질 저감 효과만을 분석할 수 있었다. BMP 2에서 유역말단에서의 오염물질 부하량을 산정한 결과는

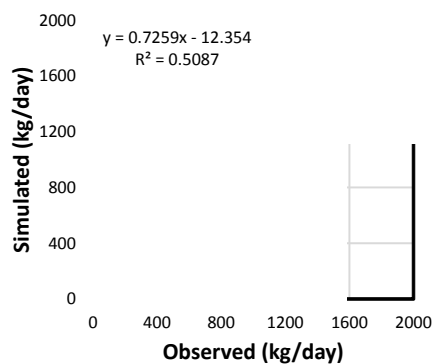
Table 5.15에 나타내었다. Fig. 5.17은 각 수질항목별 부하량에 대한 산포도를 나타낸 그림이다. No BMP와 마찬가지로 BOD와 T-P는 실측치가 큰 경우 모의치가 이를 반영하지 못하는 것으로 나타났다. 유역말단에서의 오염물질 부하량은 No BMP 비교했을 때 2016년에는 BOD 5,862.8 kg, T-N 531.2 kg, T-P 76.2 kg, 2017년에는 BOD 11,108.2 kg, T-N 1,385.3 kg, T-P 186.4 kg이 저감되는 것으로 나타났다.

Table 5.15. Annual pollutant loads and reduction of pollutant loads in BMP 2 (Unit : kg)

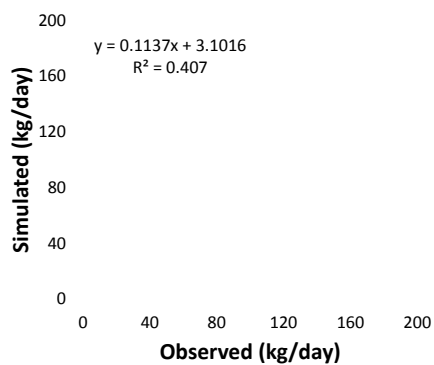
Parameter	2016		
	BOD	T-N	T-P
No BMP	21,915	21,318	1,058
BMP 2	16,052	20,787	982
Reduction	5,863	531	76
Parameter	2017		
	BOD	T-N	T-P
No BMP	50,556	61,545	1,981
BMP 2	39,448	60,160	1,795
Reduction	11,108	1,385.	186



(a) BOD



(b) T-N



(c) T-P

Fig. 5.17. Scatter plot of water quality of BMP 2

제 6 장 요약 및 결론

본 연구에서는 농촌 유역에서 농업용 저수지와 논·수질 기작을 고려한 수문 및 수질 모의를 위해 HSPF 모형, MASA 모형, CREAMS-PADDY 모형을 연계한 HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 구축하여 유역말단에서의 유량과 오염물질 부하량을 산정하였다. 이를 저수지와 논·수질 기작을 고려하지 않은 경우의 수문 및 수질 모의 결과와 비교하였으며, 시스템에 농촌 유역에 적용될 수 있는 최적관리기법을 적용하여 오염부하량 저감 효과를 분석하였다.

본 연구의 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. HSPF 모형, MASA 모형, CREAMS-PADDY 모형을 연계하여 농업용 저수지와 논·수질 기작을 반영한 시스템을 구축하였으며, 이를 농촌 유역인 설성천 유역에 적용하여 적용성을 평가하였다. 설성천의 유역말단에서 측정한 모니터링 자료를 이용하여 보·검정을 수행하였다. 유량에 대한 보·검정 결과, R^2 는 0.58~0.57, NSE는 0.51~0.52로 나타났다. 유량에 대한 통계적 변량이 fair에 그친 이유는 본 연구에서는 동일한 날짜에 모든 논에 관개하고, 배수된다고 가정하였기 때문으로 사료된다. 수질 항목에 대한 보·검정 결과, PBIAS가 BOD는 -9.6~24.0 %, T-N은 13.5~39.1 %, T-P는 26.1~35.7 %로 나타나, 모의치가 실측치를 반영하는 것으로 나타났다.

2. 농업용 저수지 기작과 논·수질 기작을 고려하지 않고 매개변수만 시스템과 같은 경우를 HSPF (Sch. 1), 농업용 저수지 기작과 논·수질 기작을 고려하지 않고 HSPF 모형을 다시 보정한 경우를 HSPF (Sch. 2)로 설정하고 통계량을 이용하여 비교 분석을 수행하였다. 유량은

HSPF (Sch. 1)가 R^2 0.66~0.66, NSE 0.39~0.61, HSPF (Sch. 2)가 R^2 0.74~0.75, NSE 0.61~0.69로 나타났다. 수질의 경우, HSPF (Sch. 1)의 PBIAS는 BOD -5.0~26.5 %, T-N -0.2~24.3 %, T-P 28.7~34.5 %으로 나타났으며, HSPF (Sch. 2)의 PBIAS는 BOD -15.0~21.8 %, T-N 5.4~20.6 %, T-P 23.6~32.2 %로 나타났다. 유량과 수질 모두 농업용 저수지와 논·수문·수질 기작을 고려하지 않더라도 실측치를 잘 반영할 수도 있는 것으로 나타났다. 그러나 이는 동일한 날짜에 모든 논에서 관개·배수가 발생하는 것으로 가정하여, 통계값이 작게 산정된 것으로 사료된다. 통계값은 농업용 저수지 기작과 논·수문·수질 기작을 고려하지 않은 경우보다 적지만 시스템을 이용하면 영농활동으로 인한 하천 수문·수질의 변화를 반영할 수 있는 것으로 판단된다.

3. 영농기 논·수문 물꼬 높이를 BMP를 적용하지 않은 경우보다 100 mm 높게 하였을 경우를 BMP 1, 관개답 하류부에 인공습지를 설치할 경우를 BMP 2로 설정하여 수문 및 수질 모의를 수행하였다. 인공습지의 경우 HSPF 모형에 내장된 기능을 이용하였으나, 저류효과 및 유속 감소에 대한 기작은 포함되어 있지 않아 오염물질 부하량의 단순 저감이라는 한계가 있었다. 유량에 대한 분석 결과, BMP 1의 유량은 BMP를 적용하지 않은 경우와 비교하여 홍수량 이상의 값이 소폭 작은 것을 제외하면 비슷한 값을 나타내었다.

4. BMP를 적용하지 않은 경우, 2016년과 2017년의 오염부하량은 각각 BOD 21,914.6 kg, 50,555.7 kg, T-N 21,317.9 kg, 61,545.4 kg, T-P 1,058.1 kg, 1,981.4 kg으로 나타났다. BMP 1의 2016년과 2017년의 부하량은 각각 BOD 21,792.1 kg, 47,460.0 kg, T-N 21,854.8 kg, 60,959.7 kg, T-P 1,140.3 kg, 1,924.0 kg으로 나타났다. BMP 2의 2016년과 2017년의 부하량은 각각 BOD 16,051.7 kg, 39,447.5 kg, T-N 20,786.6 kg, 60,160.1 kg, T-P 981.9 kg, 1,794.9 kg으로 나타났다. 물

꼬 높이를 상승시켰을 때 유역말단에서의 오염물질 부하량이 일부 증가하는 이유는 필지로부터의 오염물질 배출량 증가와 수질이 좋지 않은 저수지에서 물넘이 방류량이 증가의 영향으로 인한 것으로 사료된다.

본 연구에서는 농촌 유역에서 농업용 저수지와 논·수문·수질 기작을 고려한 수문 및 수질 모의를 위한 HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 구축하고 설성천 유역에 적용하여, 적용성을 평가하였다. 그리고 이를 농업용 저수지와 논·수문·수질 기작을 고려하지 않은 경우와 비교하였으며, 인공습지와 물꼬 높이 관리를 시스템에 적용하여 모의한 결과를 바탕으로 해당 최적관리기법의 저감 효과를 분석하였다. 연구 결과, HSPF-CREAMS-PADDY 시스템을 적용하여 농업용 저수지 및 논·수문·수질 기작을 반영한 모의를 수행할 수 있었으며, 시스템을 이용하여 최적관리기법을 적용하였을 때의 유역 및 필지 단위에서의 오염부하량을 산정할 수 있었다. 모의 결과, 유량과 수질 모두 농업용 저수지와 논·수문·수질 기작을 고려하지 않더라도 실측치를 잘 반영할 수도 있는 것으로 나타났다. 인공습지를 적용한 경우 BOD, T-N, T-P 항목 모두 감소한 데 비해, 물꼬 높이를 상승시킨 경우 변화된 물넘이 방류량으로 인해 유역말단에서의 부하량은 오히려 증가할 수 있는 것으로 나타났다.

향후 본 연구의 결과는 농촌 유역에 대한 모델링과 저수지 하류의 최적관리기법 적용에 있어 참고자료로 활용될 수 있을 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

1. 강문성, 송정현, 박지훈, 송인홍, 기우석, 김진택, 2015. 농촌용수 물순환 해석을 위한 컴포넌트 기반 모델링 프레임워크 COMFARM 소개. 전원과 자원, 57(1), 55-62.
2. 강호정, 송근예, 2004. 인공습지를 이용한 수처리 효율 및 향후 연구제언. 한국습지학회지, 6(2), 57-63.
3. 국립환경과학원, 2012. 수질오염총량관리를 위한 비점오염원 최적관리지침.
4. 김계웅, 강문성, 송인홍, 송정현, 박지훈, 전상민, 장정렬, 김진수, 2016. 물꼬관리 및 완효성 비료 시비가 포장단위 논에서의 영양물질 배출부하량에 미치는 영향. 한국농공학회지, 58(1), 1-10.
5. 김동현, 김상민, 2016. QUAL2K 모형을 이용한 농업용 저수지 방류에 따른 하류하천 수질개선효과 분석. 농업생명과학연구, 50(5), 205-216.
6. 김민주, 김태근, 2014. BASINS/WinHSPF 모형을 이용한 비점오염물질 유출특성 분석과 최적관리기법 적용. 환경영향평가, 23(2), 88-100.
7. 김보경, 김병식, 권현한, 2009. 준분포형 모형을 이용한 농업용 저수지가 안성천 유역의 유출모의에 미치는 영향 평가. 대한토목학회논문집, 29(1B), 11-22.
8. 김상민, 2004. 비점오염 모형을 이용한 하수처리수 재이용에 따른 유역 오염총량 영향 분석. 서울대학교 박사학위논문.
9. 김진택, 박기욱, 주옥종, 2005. 자동수위관측기를 이용한 농업용 저수지 모니터링 시스템. 한국관개배수, 12(1), 60-68.
10. 김진호, 이종식, 류종수, 이경도, 정구복, 김원일, 이정택, 권순국, 2005. 영농기 농촌 소유역의 비점오염물질 유출 특성. 한국환경농학회지, 24(2), 77-82.

11. 김현수, 정상옥, 2002. 논에서의 영양물질 배출량 추정 (I) - 모형의 개발 -. 한국농공학회지, 44(4), 51-61.
12. 김현영, 1988. 관개용 저수지의 일별유입량과 방류량의 모의발생. 서울대학교 박사학위논문.
13. 김현영, 박승우, 1988. 관개용 저수지의 일별 유입량과 방류량의 모의 발생 (III) -저수지 모의조작 모형의 응용-. 전원과 자원, 30(3), 95-105.
14. 김현준, 2001. 2매개변수 쌍곡선형 일유출 모형의 개발. 서울대학교 박사학위논문.
15. 김형철, 윤춘경, 엄한용, 김형중, 함종화, 2008. 인공습지 내 개방수역 조성에 따른 처리효율분석. 수질보전, 24(6), 709-717.
16. 김형철, 2010. 인공습지에 의한 비점오염 저감효과 분석. 건국대학교 박사학위논문.
17. 노재경, 1991. 토양 수분 저류에 의한 일 유출량 유역 모형. 서울대학교 박사학위논문.
18. 농어촌진흥공사, 1991. 농업토목핸드북: 264-266.
19. 박민지, 박근애, 김성준, 2007. 농업용 저수지 운영을 고려한 SLURP 모형의 수문학적 거동 분석. 대한토목학회논문집, 27(5B), 515-523.
20. 박성천, 오창열, 진영훈, 김동수, 2005. 섬진강 유역 농촌지역의 비점 오염원 배출특성에 관한 연구. 한국환경과학회지, 14(11), 1057-1062.
21. 박윤식, 권재혁, 2014. 골지천 유역의 최적관리기법 적용에 따른 수질 개선효과 분석. 한국환경농학회지, 33(1), 30-36.
22. 서춘석, 박승우, 김상민, 강문성, 임상준, 윤광식, 2002. 관개 논에서의 영양물질 추정 모형의 개발. 한국농공학회논문집, 44(3), 146-156.
23. 송인홍, 강문성, 황순호, 송정현, 2012. 산림논복합 소유역에서의 비점 부하 강우유출 특성 및 EMC 산정. 한국농공학회지, 54(4), 9-17.
24. 송정현, 강문성, 송인홍, 장정렬, 2012. 영농방법에 따른 논에서의 배

- 출부하량 모의. 한국환경농학회지, 31(4), 318-327.
25. 송정현, 강문성, 송인홍, 황순호, 박지훈, 안지현, 2013. 복합영농 관개 지구의 배수량 모의모형의 개발. 한국농공학회지, 55(3), 63-73.
 26. 송정현, 2017. 다중목적 최적화 기법을 연계한 농업유역 수문 해석 시스템의 개발. 서울대학교 박사학위논문.
 27. 안지현, 2013. 유역 경사에 따른 TANK 모형 매개변수 추정을 위한 회귀식 개발. 서울대학교 석사학위논문.
 28. 유광현, 이진직, 성진욱, 김동섭, 박제철, 2011. 농촌지역 비점오염물질의 유출 특성. 한국하천호수학회지, 44(2), 178-186.
 29. 유승환, 최진용, 장민원, 2006. 논벼에 대한 Penman-Monteith와 FAO Modified Penman 공식의 작물 계수 산정, 한국농공학회논문집, 48(1), 13-23.
 30. 유영석, 박종윤, 신형진, 김셋별, 김성준, 2012. SWAT 모형을 이용한 최적관리기법 적용에 따른 충주댐 유역의 하천수질 개선연구. 한국농공학회논문집, 54(1), 55-62.
 31. 윤춘경, 권태영, 우선호, 1999. 오수처리용 인공습지내 토양의 이화학적 특성조사. 농촌계획, 5(2), 24-29.
 32. 윤춘경, 황하선, 정광욱, 전지홍, 2003. 담수심과 오수처리수 관개가 벼재배에 미치는 영향. 한국농공학회지, 45(4), 55-65.
 33. 이근후, 정운태, 이인영, 1999. 양수장 용수공급 논 지대의 물수지. 한국관개배수, 6(2), 11-18.
 34. 이병수, 정용준, 박무종, 길경익, 2008. 경안천 유역 농촌지역의 비점오염원 배출 특성에 관한 연구. 수질보전, 24(2), 169-173.
 35. 이승창, 신동철, 2009. 부재 최적화 설계에서 유전자 알고리즘과 시행착오법의 성능 비교, 대한건축학회논문집(구조계), 25(10), 3-10.
 36. 이용준, 박민지, 박기욱, 김성준, 2008. 농업용 저수지 운영을 고려한 SWAT 모형의 수문학적 거동 분석. 한국지리정보학회지, 11(1), 20-30.

37. 이준호, 방기웅, 2008. WASP7모델에 의한 농업용 저수지 상류유역 개발에 따른 수질예측. 한국도시환경학회지, 8(1), 37-44.
38. 이태호, 2011. 수리시설물 모의조작 시스템(HOMWRS) 소개 -농업용 저수지 물수지분석 프로그램-. 물과 미래, 44(7), 88-91.
39. 임상준, 2000. 농업유역의 논 관개회귀수량 추정 모형의 개발. 서울대학교 박사학위논문.
40. 임상준, 강민구, 박승우, 박창언, 2000. 한강수계 관개용 저수지의 공급량 조사. 한국농공학회지, 42(6), 37-44.
41. 전상민, 강문성, 송인홍, 송정현, 박지훈, 기우석, 2014. 농업용 저수지 용수공급 모의 시스템의 개발. 한국농촌계획학회지, 20(2), 103-114.
42. 전제찬, 권구호, 이상협, 이재운, 권현각, 민경석, 2013. 강우시 시설재배지역의 오염물질 유출 EMC 및 원단위 산정. 한국습지학회지, 15(4), 555-566.
43. 정건희, 김태웅, 2007. 저수지와 수계운영을 통한 물배분모형의 비교. 물과 미래, 40(10), 38-43.
44. 정충길, 박종윤, 이지완, 정혁, 김성준, 2011. 농업 비점오염원 평가를 위한 SWAT-APEX 모델의 적용성 검토. 한국농공학회지, 53(5), 35-42.
45. 정충길, 박종윤, 이형진, 최중대, 김성준, 2012. 벧짚 피복에 의한 발비점오염 저감효과 분석을 위한 HSPF 모델링. 한국농공학회지, 54(4), 1-8.
46. 정한석, 2014. 사회-수문시스템 모델링을 이용한 하수재이용 유역의 수문특성 분석. 서울대학교 박사학위논문.
47. 지용근, 이미선, 이진희, 장재호, 2012. 독높이기 농업용저수지의 운영을 통한 하천 수질개선 효과 분석. 한국수자원학회논문집, 45(9), 929-941.
48. 진영민, 1998. 논외 비점오염물질 배출량 추정을 위한 CREAMS-PADDY 모형의 개발. 서울대학교 석사학위논문.

49. 진영민, 박승우, 김상민, 강문성, 강민구, 2002. CREAMS-PADDY 모형을 이용한 논에서의 영양물질 부하 추정. 농촌계획, 8(1), 60-68.
50. 최진규, 김현영, 손재권, 1997. 논외 배수물꼬의 유량에 관한 기초연구. 전원과 자원, 39(2), 134-142.
51. 추태호, 2004. 물수지분석 기법에 의한 양수장 물리구역내 농업용수 회귀율 연구, 한국수자원학회논문집, 37(2), 249-255.
52. 환경부, 2014. 중점관리저수지 지정 및 기본계획 수립을 위한 연구 최종보고서.
53. 황세운, 장태일, 박승우, 2006. 기후변화에 따른 농촌 소유역에서의 비점오염 영향 분석. 한국농림기상학회지, 8(4), 209-221.
54. Adamus, P.R., and Stockwell, L.T., 1983. Critical review and evaluation concepts, v. 1 of Method for wetland functional assessment: Washington, D.C., U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration Report no. FHWA-IP-82-23.
55. Anand, S., Mankin, K. R., McVay, K. A., Janssen, K. A., Barnes, P. L., Pierzynski, G. M. 2007. Calibration and validation of ADAPT and SWAT for field-scale runoff prediction. Journal of the American Water Resources Association, 43(4), 899-910.
56. Anderson, E. A., and N. H. Crawford. 1964. The synthesis of continuous snowmelt runoff hydrographs on a digital computer. Tech. Report No. 36. Stanford, Cal.: Stanford University, Department of Civil Engineering.
57. Bachand, P. A. M., Horne, A. J., 1999. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. Ecological Engineering, 14(1), 17-32.
58. Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L. Kittle Jr., A.S. Donigian, Jr., T.H.

- Jobes, and R.C. Johanson, 2001. Hydrological Simulation Program – FORTRAN, User's Manual for Version 12. U.S. EPA, National Exposure Research Laboratory, Athens, GA.
59. Chung, S. O., Ward, A. D., Schalk, C. W., 1992. Evaluation of the hydrologic component of the ADAPT water table management model. Transactions of the ASAE, 35(2), 571–579.
60. Donigian, Jr., A. S., 2000. HSPF training workshop handbook and CD. Lecture #19. Calibration and Verification Issues, Slide #L19–22, EPA Headquarters, Washington Information Center, 10–14 January, 1000, Presented and prepared for U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, D.C.
61. Foster, G. R., Lane, L. J., Nowlin, J. D., Laflen, J.M., Young, R. A., 1980. A model to estimate sediment yield from field-sized areas: development of model. IIASA Collaborative Paper. IIASA, Laxenburg, Austria.
62. Gowda, P., Mulla, D. J., Ward, A. D., Moriasi, D., 2012. ADAPT: Model use, calibration and validation. Transaction of the ASABE, 55(4), 1345–1352.
63. Gregoire, C., Elsaesser, D., Huguenot, D., Lange, J., Lebeau, T., Merli, A., Mose, R., Passeport, E., Payraudeau, S., Schutz, R., Tapia–Padilla, G., Tournebize, J., Trevisan, M., Wanko, A., 2009. Mitigation of agricultural nonpoint–source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. Environmental Chemistry Letters, 7(3), 205–231.
64. James, L. G. 1988. Principles of Farm Irrigation System Design. New York: John Wiley and Sons.
65. Jang, T., Kim, H., Kim, S., Seong, C., Park, S., 2011. Assessing

- irrigation water capacity of land use change in a data-scarce watershed of Korea. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 138(5), 445–454.
66. Kang, M. S., Park, S. W., Lee, J. J., Yoo, K. H., 2006. Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields. *Agricultural Water Management*, 79(1), 72–92.
67. Knisel, W. G., 1980. CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. U.S. Department of Agriculture, Science and Education Administration, Conservation Research Report, 10.
68. Knisel, W. G., Leonard, R. A., Davis, F. M., 1993. The GLEAMS model plant nutrient component: Part I: Model documentation. Tifton, University of Georgia, Department of Agricultural Engineering.
69. Lee, S. H., Yoo, S. H., Choi, J. Y., Engel, B. A., 2016. Effects of climate change on paddy water use efficiency with temporal change in the transplanting and growing season in South Korea. *Irrigation Science*, 34(6), 443–463.
70. Leonard, R. A., Knisel, W. G., Still, D. A., 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transaction of the ASABE*, 30(5), 1403–1418.
71. Mein, R. G., and C. L. Larson. 1971. Modeling infiltration component of the rainfall-runoff process. Bulletin No. 43. Minneapolis, University of Minnesota, Water Resources Research Center.
72. Mishra, A., Ghorai, A. K., Singh, S. R., 1998. Rainwater, soil and nutrient conservation in rainfed rice lands in Eastern India. *Agricultural Water Management*, 38, 45–57.

73. Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 1993. Wetlands, 2nd ed., Van Nostrand Reinhold, New York.
74. New Hampshire Department of Environmental Services, 2008. NH stormwater management manual Volume 2: Post–construction best management practices selection and design.
75. Reddy, K. R., Smith, W. H., 1987. Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc..
76. Reed, S. C., Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., 1995. Natural systems for waste management and treatment (2nd ed.). New York: McGraw–Hill.
77. Ritchie, J. T., 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resources Research, 8(5), 1204–1213.
78. Skaggs, R. W. 1980. A water management model for artificially drained soils. Tech. Bulletin No. 267. Raleigh, North Carolina State University, North Carolina Agricultural Research Service.
79. Strauch, M., Lima, J. E. F. W., Volk, M., Lorz, C., Makeschin, F., 2013. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. Journal of Environmental Management, 127, S24–S36.
80. U.S. Department of Agriculture, 1980. CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals/ Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems.
81. U.S. EPA, 2001. Better assessment science integrating point and nonpoint–sources: BASINS version 3.0 user’s manual, US Environmental Protection Agency.
82. U.S. EPA, 2013. BASINS 4.1 User Manual.
83. Viessman, W., Jr., Lewis, G. L., Knapp, J. W.. 1989. Introduction

- to Hydrology. 3rd edition, New York: Harper and Row.
84. Ward, A. D., Desmond, E., Fausey, N. R., Logan, T. J., Logan, W. G., 1993. Development studies with the ADAPT water table management model. In Proc. 15th Intl. Congress on Irrigation and Drainage, The Hague, The Netherlands. Antony Cedex, France.
 85. Yalin, M. S., 1963. An expression for bed-load transportation. *Journal of the Hydraulics Division*, 89(3), 221–250.
 86. Yoo, S. H., Choi, J. Y., Lee, S. H., Oh, Y. G., Yun, D. K., 2013. Climate change impacts on water storage requirements of an agricultural reservoir considering changes in land use and rice growing season in Korea, *Agricultural Water Management*, 117, 43–54.

Abstract

Effect of agricultural reservoir on pollutant loads

Lee, Do Gil

Major in Rural Systems Engineering

Department of Landscape Architecture and Rural Systems Engineering

The Graduate School of Seoul National University

The objective of this study was to construct the system considering the mechanisms of agricultural reservoir and paddy, and to compare to the simulations that does not reflect the mechanisms of agricultural reservoir and paddy, and to analyse the pollutant reduction effect of best management practices. The system considering the mechanisms of agricultural reservoir and paddy were constructed by linking HSPF model, MASA model and CREAMS-PADDY model. The comparison and evaluation were made based on flow rate and pollutant loads at the end of watershed.

In addition, the evaluation of the effects of the best management practices on reducing pollutant loads at the end of the watershed based on the simulation results by applying constructed wetland and paddy outlet height management among the best management practices applicable to the rural watershed.

The results of this study showed that the flow rate reflects the most actual values when considering the mechanisms of agricultural reservoir and paddy and water quality can reflect the actual values

even when the mechanisms of agricultural reservoir and paddy are not considered. When the constructed wetland was applied, the load decreased, but the pollutant load at the end of the watershed could be increased when the paddy outlet height management is applied.

keywords : Agricultural reservoir, HSPF, MASA, CREAM-PADDY,
Best management practices, Constructed wetland, Paddy
outlet height management

Student number : 2016-21708